

32/446 (big)  
2<sup>de</sup> ex

# **Regulatie van de basentoestand door effectgerichte maatregelen in natte schraallanden en laagveenmoerassen**

**Voorstudie: systeembeschrijving**

**S.P.J. van Delft  
R.H. Kemmers**

BIBLIOTHEEK "DE HAAFT"  
Droevendaalsesteeg 3a  
6708 PB Wageningen

**Rapport 619**

**DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1998**



180957134

## REFERAAT

Delft, S.P.J. van en R.H. Kemmers, 1998. *Regulatie van de basentoestand door effectgerichte maatregelen in natte schraallanden en laagveenmoerassen; Voorstudie: systeembeschrijving*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 619. 64 blz.; 24 fig.; 3 tab.; 35 ref.

Herstel van de schraalgraslanden en laagveenmoerassen na effectgerichte maatregelen tegen verzuring (EGM) verloopt minder voorspoedig verloopt dan verwacht. Nader onderzoek naar de regulatie van de basentoestand moet inzicht geven in relevante processen. In deze voorstudie zijn een probleemanalyse en een systeembeschrijving uitgevoerd, waarbij met een chemisch speciatiemodel (ECOSAT) een gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd. Met name de adsorptie-eigenschappen (CEC en  $K_{GAPON}$ ) en de redoxpotentiaal lijken een belangrijke rol te spelen bij het herstellen van de basenbezetting. Beide parameters zijn mede afhankelijk van de toestand van de organische stof in de bodem. Dit zal in een vervolgonderzoek verder uitgewerkt worden

Trefwoorden: basenregulatie, EGM, humus, OBN, verzuring

ISSN 0927-4499

©1998 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)  
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.  
Tel.: (0317) 474200; fax: (0317) 424812; e-mail: postkamer@sc.dlo.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van DLO-Staring Centrum.

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

# Inhoud

	blz.
Samenvatting	7
1 Inleiding	11
2 Probleemanalyse	13
2.1 Basenregulatie (NOV-onderzoek)	13
2.2. Voorlopige hypothesen	15
2.3 Analyse van bodemeigenschappen en terreinen	17
2.3.1 Ca-verzadiging en adsorptie-eigenschappen	18
2.3.2 Terreinanalyses	19
2.3.2.1 Lemselermaten	20
2.3.2.2 Punthuizen	21
2.3.2.3 Stroothuizen	23
2.3.2.4 Groot Zandbrink	24
2.3.2.5 Korenburgerveen	25
2.3.2.6 De Barten	26
2.3.2.7 Wyldlanden/Ulekrite	27
2.3.2.8 Stobberibben	29
2.3.3 Algemene conclusies en onderzoeksvragen	30
3 Systeembeschrijving	33
3.1 Inleiding	33
3.2 Conceptueel model voor basenregulatie	34
3.2.1 Oxydatie van organische stof	35
3.2.2 Oplossing en precipitatie van mineralen	37
3.2.3 Gondwaterstroming en verdamping	39
3.2.4 Uitwisseling van gassen door diffusie en respiratie	39
3.2.5 Opname en exudatie door biota	40
3.2.6 Ionenwisseling	40
3.2.7 Beschrijving van de basenregulatie	40
3.3 Gevoeligheid basenbezetting voor toestandsvariabelen	44
3.3.1 Gevoeligheid voor de redoxpotentiaal	45
3.3.2 Gevoeligheid voor oplossing/precipitatie van mineralen	48
3.3.3 Gevoeligheid voor het watertype	50
3.3.4 Gevoeligheid voor adsorptie-eigenschappen	52
4 Contouren van onderzoekplan fase 2	55
4.1 Resultaten voorstudie	55
4.2 Projectplan Basenregulatie natte schraallanden; fase 2	56
Literatuur	61

## **Samenvatting**

### ***Inleiding***

Uit het monitoringsonderzoek in terreinen waar in het kader van het overlevingsplan bos en natuur (OBN) effectgerichte maatregelen tegen verzuring genomen zijn, is gebleken dat het herstel van plantengemeenschappen van basenrijke omstandigheden in beekdalen en laagvenen minder voorspoedig verloopt dan verwacht. Het is onvoldoende duidelijk geworden waaraan deze tegenvallende ontwikkeling kan worden toegeschreven. Daarom is nader onderzoek naar de regulatie van de basentoestand als belangrijkste aanbeveling opgenomen in het evaluatierapport. In opdracht van het Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer (IKC-N) werd door DLO-Staring Centrum een voorstudie uitgevoerd ter voorbereiding van nader onderzoek naar de regulatie van de basentoestand.

Het doel van de voorstudie is een overzicht op te stellen van processen die een rol spelen bij de basenhuishouding in schraallanden en laagveenmoerassen en een conceptueel model te schetsen voor de basenregulatie via herstelmaatregelen. Er is een analyse uitgevoerd van de problemen rond de basenhuishouding in een aantal EGM-terreinen (hoofdstuk 2). In hoofdstuk 3 is een systeem beschreven waarin de samenhang wordt aangegeven van de processen die een rol spelen bij de basenhuishouding. Met een chemisch speciatiemodel zijn enkele gevoeligheidsanalyses uitgevoerd. Op basis van deze analyses is in hoofdstuk 4 een voorstel voor een onderzoeksplan uitgewerkt.

### ***Probleemanalyse***

Het doel van de probleemanalyse is meer zicht te krijgen op mogelijke verklaringen voor het achterwege blijven van het herstel van de basentoestand. Mogelijke verklaringen zijn:

- Kritieke processen verlopen trager dan verwacht.
- Onverwachte processen spelen een rol.

Een belangrijke literatuurbron voor het vooronderzoek naar kritieke processen in relatie tot de basenregulatie was het onderzoek dat werd uitgevoerd door Schouwenberg (in voorb.) in het kader van het Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging. Ten aanzien van onverwachte processen komen uit het onderzoek van De Mars (1996) en Kemmers (1996) aanwijzingen naar voren dat de aard van de organische stof van belang is voor het verloop van reducerende processen die de bodemzuurgraad controleren. Op basis van deze onderzoeken werden enkele voorlopige hypothesen geformuleerd over de invloed van organischestof-eigenschappen op de basenregulatie:

- Verschillen in adsorptie-eigenschappen zijn te relateren aan verschillen in organischestof-typen.
- De verschillende organischestof-typen hebben een karakteristieke redoxtoestand die zich gedraagt als een constante.
- De mate waarin het adsorptiecomplex kan worden opgeladen met  $\text{Ca}^{2+}$ -ionen is afhankelijk van de adsorptie-eigenschappen en de redoxtoestand.
- Oplading van het adsorptiecomplex met  $\text{Ca}^{2+}$ -ionen kan alleen plaatsvinden onder reducerende omstandigheden, in aanwezigheid van labiele organischestof-componenten.

- Dit zou tevens betekenen dat het adsorptiecomplex van veraarde en sterk gehumificeerde organische stof moeilijk kan worden opgeladen bij aanwezigheid van kwelwater. Dit is een irreversibel effect van verdroging.

Deze hypothesen werden getoetst door middel van een analyse van de resultaten van de monitoring van de EGM-terreinen. Op basis hiervan worden de hypothesen niet *a priori* verworpen. Er zijn een aantal algemene conclusies getrokken op basis waarvan een reeks onderzoeksvragen is geformuleerd:

- In hoeverre zijn verschillen in K-Gapon terug te voeren op verschillen in de aard van de organische stof?
- In hoeverre is de aard van de organische stof bepalend voor de adsorptiecapaciteit?
- Welke invloed heeft pyrietoxidatie op de basentoestand?
- In welke mate is de Ca-concentratie bepalend voor de Ca-verzadiging?
- In welke mate kunnen organischestof-typen gekarakteriseerd worden naar hun redoxtoestand?
- In hoeverre vormen lage redoxpotentialen een randvoorwaarde voor hoge waarden van de pH en Ca-verzadiging?
- In hoeverre is het achterblijven van herstel een gevolg van adsorptie-eigenschappen van de organische stof (hoge  $K_G$ -waarden) of van optreden van redoxblokkaden?
- In hoeverre leidt plaggen op een mineraal substraat tot een verslechtering van condities voor het opladen van het adsorptiecomplex?
- In hoeverre leidt plaggen tot een afname in de buffercapaciteit en tot een versnelling van de verzuring?
- In hoeverre bestaan er relaties tussen grondwaterstandskarakteristieken en de Ca-verzadiging? Kan een hoge Ca-verzadiging optreden via capillaire fluxen vanuit het (kalkrijke) grondwater en hoe groot moeten deze fluxen dan zijn. Of is een hoge Ca-verzadiging slechts mogelijk via inundatie in winter/voorjaarsperioden?

### ***Systeembeschrijving***

Het doel van de systeembeschrijving is het verkrijgen van inzicht in het effect van maatregelen gericht op het herstel van basenminnende vegetaties zoals in het kader van OBN worden uitgevoerd. Hiervoor is een samenhangende beschrijving nodig van alle systeemkenmerken en processen die een rol spelen bij de regulatie van de basentoestand op het niveau van de standplaats. In deze systeembeschrijving is getracht een zo volledig mogelijke beschrijving te geven van met name de bodemchemische aspecten van het functioneren van de basenregulatie in natte schraallanden. Hierbij is door middel van een gevoeligheidsanalyse nagegaan welke processen en bodemkenmerken het belangrijkste zijn.

De basis van de systeembeschrijving is een conceptueel model waarin alle mogelijk relevante eigenschappen en processen in relatie tot elkaar beschreven zijn. Centraal in dit model staat het bodemvocht als medium waarlangs stoffen uitgewisseld worden tussen verschillende componenten van het bodemsysteem. De processen die hierbij beschreven worden zijn:

- Oxidatie van organische stof. Afhankelijk van de oxidatiesnelheid en de beschikbare oxidatoren (O, Fe en S) zal dit leiden tot een daling van de redoxpotentiaal en een stijging van de zuurgraad.

- Oplossing en precipitatie van mineralen. In dit verband kunnen calciëet ( $\text{CaCO}_3$ ), goethiet ( $\text{FeOOH}$ ) en pyriet ( $\text{FeS}_2$ ) van belang zijn.
- Grondwaterstroming en verdamping. Door grondwaterstroming worden opgeloste stoffen aangevoerd of juist afgevoerd. Verdamping zorgt door indikking van de bodemoplossing voor verhoging van concentraties.
- Door uitwisseling van gasen door diffusie en respiratie veranderen de dampspanningen van met name  $\text{O}_2$  en  $\text{CO}_2$ . Dit is van belang voor de redoxpotentiaal en de zuurgraad via koolzuurevenwichten.
- Opname en exudatie van stoffen door biota heeft invloed op de concentraties van stoffen in de bodemoplossing.
- Ionenwisseling vormt bij afwezigheid van oplosbaar calciëet het belangrijkste buffermechanisme. De belangrijkste parameters die dit proces bepalen zijn kationomwisselcapaciteit (CEC) en de omwisselconstante (K-waarde) waarmee de relatieve voorkeur van het adsorptieoppervlak voor verschillende basen kan worden aangegeven.

Om de gevoeligheid van het systeem voor verschillende processen en eigenschappen te kunnen onderzoeken zijn voor een voorbeeldgrond berekeningen uitgevoerd met chemisch speciatiemodel ECOSAT (Keizer en Van Riemsdijk, 1996).

- De redoxpotentiaal (pE) heeft een grote invloed op de calciumverzadiging en de pH. Maar ook de verdeling van koolstof en ijzer over diverse species worden beïnvloed door de pE. Een hoge basenbezetting lijkt afhankelijk van een lage pE. Daarvoor is een combinatie nodig van een periode met hoge grondwaterstanden en de aanwezigheid van voldoende makkelijk afbreekbaar organisch materiaal.
- Het oploslevenwicht van pyriet speelt vooral een rol bij pE waarden tussen -3,7 en -0,4. Bij hogere pE-waarden geldt dat voor goethiet. De mate waarin het oplossen van ijzermineralen de zuurgraad beïnvloed hangt ook af van de totale hoeveelheid ijzer in de bodem. Dit geldt vooral bij lage concentraties ijzer in de bodem ( $< 0,3 \text{ mol.l}^{-1}$  bodemvocht of 0,55% ijzer in de grond).
- Het watertype waarmee de grond in contact staat is van groot belang voor de grootte van de calciumverzadiging. Lithotroof grondwater geeft bij eenzelfde pE-waarde een hogere calciumbezetting dan atmosferisch water.
- De omwisselconstante ( $K_{\text{G(H)Ca}}$ ) heeft geen directe invloed op de pH buffering. Het effect op de calciumverzadiging is wel aanzienlijk. Bij lage waarden voor  $\log K_{\text{G(H)Ca}}$  wordt calcium gemakkelijker gebonden aan het adsorptiecomplex en neemt de calciumverzadiging sneller toe bij een dalende pE. Het is daarom van belang deze constante te kennen voor verschillende voorkomende horizonttypen.

### ***Contouren van onderzoeksplan fase 2***

De tweede fase van het onderzoek zal vooral gericht moeten zijn op de ontwikkeling van een methode om de effecten van herstelmaatregelen op de Ca-verzadiging te evalueren. Dit impliceert dat toepassing van de methode inzicht moet verschaffen in het effect van plagmaatregelen en hydrologische maatregelen.

Voorgesteld wordt om de vervolgstudie in twee fasen uit te voeren: fase 2 en 3. In fase 2 worden in een aantal OBN-referentiegebieden gegevens verzameld voor de parametrisatie en calibratie van een stationaire versie van het model ECOSAT. Hiermee worden bouwstenen ontwikkeld die het adsorptiegedrag van specifieke horizonten beschrijven. Via combinaties van bouwstenen kunnen verschillende standplaatstypen

worden geconstrueerd. In de derde fase worden met een pseudostationaire versie van het model ECOSAT via herstelscenario's effecten van herstelmaatregelen op de Ca-verzadiging geëvalueerd.

## 1 Inleiding

In het kader van het overlevingsplan bos en natuur (OBN) zijn door het deskundigenteam 'Natte Schraallanden' natuurgebieden aangewezen die als referentieobject fungeren om ervaring op te doen met herstelmaatregelen tegen verzuring. Herstelmaatregelen zijn onder andere gericht op het verhogen van de basentoestand van het adsorptiecomplex van de wortelzone. De herstelmaatregelen betreffen het verwijderen van zuurbronnen (organische stof) via plaggen en een verbetering van het contact tussen kwelwater en de wortelzone via hydrologische maatregelen, waardoor het adsorptiecomplex kan worden opgeladen met basen.

In de terreinen werd een monitoringprogramma uitgevoerd om de maatregelen op hun effectiviteit te kunnen evalueren. Hierbij werden de ontwikkelingen van verschillende variabelen in het water-, bodem- en vegetatiecompartiment gevolgd. Het monitoringprogramma werd gedurende 6 jaar voortgezet. Bij de evaluatie van zes jaar monitoring (Jansen et al., 1997) is gebleken dat het herstel van plantengemeenschappen van basenrijke omstandigheden in beekdalen en laagvenen (Dotterbloemhooilanden, Blauwgraslanden, Ronde-zeggetrilvenen) minder voorspoedig verloopt dan verwacht. Op basis van beschikbare metingen blijkt dat de maatregel soms wel en soms niet een beoogde verhoging van de pH of basentoestand tot gevolg heeft. Aan de respons van soorten te oordelen blijkt het herstel van basenarme en matig basenrijke standplaatsen in beekdalen voorspoediger te verlopen dan die van basenrijke omstandigheden. Het is nog niet bekend hoe duurzaam het herstel is. Positieve effecten zijn veelal verbonden met plagmaatregelen al dan niet in combinatie met hydrologische maatregelen. Hydrologische maatregelen zonder plaggen leiden niet tot herstel. In laagvenen hebben maatregelen nog niet duidelijk geleid tot de vestiging van soorten van basenrijke omstandigheden. Op basenarme standplaatsen vestigden zich wel enkele kenmerkende soorten.

Het is onvoldoende duidelijk geworden waaraan deze tegenvallende ontwikkeling kan worden toegeschreven. Daarom is nader onderzoek naar de regulatie van de basentoestand als belangrijkste aanbeveling opgenomen in het evaluatierapport.

In opdracht van het Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer (IKC-N) werd door DLO-Staring Centrum een voorstudie uitgevoerd ter voorbereiding van nader onderzoek naar de regulatie van de basentoestand.

Het doel van de voorstudie is een overzicht op te stellen van processen die een rol spelen bij de basenhuishouding in schraallanden en laagveenmoerassen en een conceptueel model te schetsen voor de basenregulatie via herstelmaatregelen. Hiertoe werd in hoofdstuk 2 een analyse uitgevoerd van de problemen rond de basenhuishouding in een aantal EGM-terreinen. Daarbij werden enkele voorlopige hypothesen getoetst op hun houdbaarheid. Met de resultaten van deze analyse en met literatuurgegevens werd in hoofdstuk 3 een systeem beschreven waarin de samenhang wordt aangegeven van de processen die een rol spelen bij de basenhuishouding. Ter verkenning van de invloed van enkele procesparameters en -variabelen op de basenregulatie werden met een chemisch speciatiemodel enkele gevoeligheidsanalyses uitgevoerd. In hoofdstuk 4 is een eerste aanzet gegeven voor een vervolgonderzoek waarin de processen die verband houden met de basenregulatie verder onderzocht worden.



## 2 Probleemanalyse

Het doel van deze probleemanalyse is meer zicht te krijgen op mogelijke verklaringen voor het achterwege blijven van het herstel van de basentoestand. Mogelijke verklaringen zijn:

- Kritieke processen verlopen trager dan verwacht.
- Onverwachte processen spelen een rol.

Hiertoe werd literatuur onderzoek verricht en een aantal EGM-terreinen nader geanalyseerd.

Een belangrijke literatuurbron voor dit vooronderzoek naar kritieke processen in relatie tot de basenregulatie was het onderzoek dat werd uitgevoerd door Schouwenberg (in voorb.) in het kader van het Nationaal Onderzoekprogramma Verdroging. In het kort zullen de belangrijkste bevindingen van dit onderzoek worden besproken. Ten aanzien van onverwachte processen komen uit onderzoek van De Mars (1996) en Kemmers (1996) aanwijzingen naar voren dat de aard van de organische stof van belang is voor het verloop van reducerende processen die de bodemzuurgraad controleren. Op basis van beide onderzoeken werden enkele voorlopige hypothesen geformuleerd over de invloed van organischestofeigenschappen op de basenregulatie. De analyse van de EGM-terreinen was gericht op het onderzoeken van de houdbaarheid van deze hypothese.

### 2.1 Basenregulatie (NOV-onderzoek)

In het kader van het Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging is door Schouwenberg (in voorb.) onderzoek gedaan aan de basenverzadiging van natte schraalgraslanden. Hierbij werd gebruik gemaakt van enkele eenvoudige modellen, waarmee menging van watertypen (QUACMIX), ionenwisseling (CATEX) en water- en stoffenbalansen (QUACSOLVE) kunnen worden beschreven.

Het model QUACMIX veronderstelt de mogelijkheid van een volledige menging van watertypen in een bodem en gaat uit van de berekening van mengverhoudingen op basis van het inerte  $\text{Cl}^-$ -ion. De gemeten concentratie van het  $\text{Cl}^-$ -ion in de 'wortelzone' wordt verklaard uit de mengverhouding tussen neerslagwater en dieper grondwater. Op basis van de berekende mengverhouding met het  $\text{Cl}^-$ -ion, werden met het model QUACMIX voorspellingen gedaan van te verwachten concentraties basen en vergeleken met gemeten waarden. Verschillen met gemeten concentraties aan basen worden toegeschreven aan oplading of ontlading van het adsorptiecomplex.

Om de daadwerkelijke oplading/ontlading van het adsorptiecomplex te analyseren werd met een eenvoudig model de omwisseling van  $\text{H}^+$ - en  $\text{Ca}^{2+}$ -ionen (CATEX) berekend tussen vaste fase en bodemvocht. Gemeten concentraties  $\text{H}^+$ - en  $\text{Ca}^{2+}$  in het bodemvocht van de wortelzone werden gebruikt om de H- en Ca-bezetting aan het adsorptiecomplex te berekenen. Een goede inschatting van de uitwisselingsconstante (Gaponcoëfficiënt, Bolt en Bruggenwert (1978) blijkt hierbij van belang te zijn.

De door Schouwenberg gebruikte omschrijving van de Gaponcoëfficiënt  $K_{G(H/Ca)}$  luidt:

$$K_{G(H/Ca)} = [\Gamma_{H^+}/\Gamma_{Ca^{2+}}] \cdot \{\sqrt{[Ca^{2+}/2]}\}/H^+ \quad (1)$$

waarbij  $\Gamma$  = geadsorbeerd ion aan CEC ( $\text{cmol}^+ \cdot \text{kg}^{-1}$ )

De  $K_G$  werd voor de Stobberibben en Groot-Zandbrink afgeleid door gemeten Ca en H-bezettingen van de wortelzone in verband te brengen met concentraties  $Ca^{2+}$  en  $H^+$  in het bodemvocht op formeel overeenkomende monsterplaatsen. Daarbij bleek dat de waarde van de  $K_G$  afhankelijk is van de zuurgraad en dat de spreiding groot is. Per terrein blijken verschillende relaties op te treden en blijkt de  $K_G$  uiteenlopende waarden aan te nemen.

Voor de modelberekeningen werd de  $K_G$  ingeschat op basis van een empirische relatie van deze coëfficiënt met de pH van het bodemvocht. De berekende Ca-bezetting werd getoetst aan de gemeten Ca-bezetting; berekening blijkt op hoofdlijnen een juiste voorspelling te geven, maar de spreiding is aanzienlijk. Verbetering van de bepalingmethode van de  $K_G$  wordt door Schouwenberg aanbevolen.

#### Kanttekening

Op deze formeel overeenkomende meetplekken valt veel af te dingen omdat afstemming heel globaal plaatsvond. De bepaling van de  $K_G$  van Zandbrink is gesplitst naar terreindeel; de bodemcomponenten zijn geselecteerd op basis van een bepaalde straal rond een grondwaterstandsbuis; de spreiding in  $K_G$  bij een gelijke pH is groot; wellicht dat selectie op basis van organische horizonttypen tot minder grote spreiding zou leiden.

Met het model QUACSOLVE tenslotte werden waterfluxen berekend die nodig zijn voor aanvulling van het adsorptiecomplex met het Ca-ion vanuit het grondwater. Hierbij werd rekening gehouden met een compensatieterm voor zure depositie. Uitgegaan werd van een zuurdepositie voor zowel Stobberibben als Zandbrink van  $0,5 \text{ mol}^+ \cdot \text{j}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ . Dit komt overeen met de maximale door De Vries (1994) geschatte zuurdepositie van  $5 \text{ kmol}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ .

Voor de Weerribben werd berekend dat er een toereikende aanvoer van water is om de oplading van het adsorptiecomplex te kunnen verklaren. Als gevolg van herstelmaatregelen in de Stobberibben treedt een aanzienlijk snellere oplading van het adsorptiecomplex plaats dan op basis van eerdere 'vuistregelberekeningen' werd verondersteld. Uit metingen blijkt dat over een periode van 5 jaar de meest verzuurde trilvenen weer eenzelfde Ca-verzadiging hebben bereikt als de referenties.

Voor Zandbrink blijkt dat volgens QUACMIX onvoldoende  $Ca^{2+}$ -ionen verdwijnen uit het water, om een afname van de Ca-bezetting te compenseren. Schouwenberg geeft hiervoor als verklaring dat de zuurdepositie kennelijk groter is dan de aanvulling van het adsorptiecomplex met  $Ca^{2+}$ -ionen uit het grondwater.

#### Kanttekening

Op basis van berekende kwelfluxen ( $0,17 \text{ m} \cdot \text{jr}^{-1}$ ) voor Groot-Zandbrink (Kemmers & Jansen, 1988) kan worden berekend dat de door Schouwenberg berekende Ca-behoefte die nodig is voor compensatie van de zuurdepositie min of meer toereikend is. Voor Zandbrink werd door Jansen (1989) echter een depositie van  $2,27 \text{ kmol}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$  berekend. Met de berekende kwelflux kan ruim voldoende Ca worden aangevoerd als wordt uitgegaan van een reële zuurdepositie van  $2,27 \text{ kmol}^+ \cdot \text{jr}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Toch vindt kennelijk geen oplading van het adsorptiecomplex plaats. Hieruit kan worden afgeleid dat er nog een extra zuurbron moet zijn. Dit is waarschijnlijk de oxidatie van pyriet die tijdens lage grondwaterstanden optreedt en waarbij op elke mol sulfaat  $1,5 \text{ mol } H^+$  beschikbaar komt. Volgens gegevens uit Kemmers & Jansen, 1988 zou in een droog jaar volgens dit proces nog eens  $0,125 \text{ mol } H^+ \cdot \text{jr}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$

kunnen worden aangevoerd via een opwaartse flux. De totale zuurinput bedraagt dan in totaal  $0,352 \text{ mol H}^+ \cdot \text{jr}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ . Volgens tabel 6.2 van Schouwenberg is dan nog  $0,09 \text{ mol}^+ \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jr}^{-1}$  aan  $\text{Ca}^{2+}$  nodig om de gesignaleerde daling aan het adsorptiecomplex te kunnen verklaren. Bij een volgens QUACMIX berekend verlies van  $\text{Ca}^{2+}$  uit het water van  $1,4 \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$  is dan een wateraanvoer nodig van  $0,09/1,4 = 0,064 \text{ m} \cdot \text{jr}^{-1}$ . Voor een droog jaar berekenen Kemmers & Jansen (1988) een kwelterm van 206 mm over een periode van 210 etm, wat neer komt op ca.  $1 \text{ mm} \cdot \text{etm}^{-1}$ . Ruim voldoende om het adsorptiecomplex met meer  $\text{Ca}^{2+}$  op te laden dan nu plaatsvindt.

De ondiepe hydrochemische condities in Zandbrink wijzen op het periodiek ontstaan van oxiderende omstandigheden in van oorsprong reducerende milieus; dit wordt afgeleid uit een periodiciteit met hoge sulfaatconcentraties in zomer en lage concentraties in winter (Kemmers & Jansen, 1988, Jansen, Van Delft & Kemmers, 1997). Dergelijke processen worden eveneens beschreven door van Haesebroeck et al. (1997), Sival & Grootjans (1996) en Jansen & Roelofs (1996). Dat tijdens anaërobe perioden waarbij het grondwater tot in het maaiveld rijkt geen of onvoldoende oplading plaatsvindt kan mogelijk te maken hebben met het achterwege blijven van reductie door aanwezigheid van sterk gehumificeerde organische stof. Het hiermee in contrast staande verschil in herstel van de Ca-verzadiging in trilvenen hangt mogelijk samen met de dominante aanwezigheid van labiele organischestofcomponenten in trilvenen.

### **Conclusies**

- Op hoofdlijnen blijkt dat volgens de methode van Schouwenberg de Ca-verzadiging redelijk kan worden voorspeld met behulp van de  $K_G$ .
- In trilvenen blijkt de Ca-verzadiging duidelijk toe te nemen als de verzuurde kraggen weer in contact worden gebracht met Ca-rijk water.
- Het herstel van de Ca-verzadiging in Groot-Zandbrink blijft achterwege, ondanks dat de kwelflux toereikend is voor aanvulling van het adsorptiecomplex.
- Mogelijk vormt de aard van de organische stof een verklaring voor de verschillen in effectiviteit van herstelmaatregelen in de Stobberibben en Groot-Zandbrink.
- Onbevredigend is de empirische inschatting van de  $K_G$ .
- De zuurdepositie wordt overschat in de berekeningen.
- Mogelijk is pyrietoxidatie een extra zuurbron.

## **2.2 Voorlopige hypothesen**

### **Organische stof en redoxprocessen**

Organische stof vormt door oxidatie een bron van elektronen en protonen. De elektronen en (een deel van) de protonen worden opgenomen door oxidatoren (zie 3.2.1). Onder droge omstandigheden is zuurstof de belangrijkste oxidator. Tijdens het afbraakproces worden labiele organischestofcomponenten afgebroken en vindt nieuwvorming van stabiele componenten plaats (humificatie). Organische stof dat als gevolg van humificatie of veraarding sterk is omgezet en vooral bestaat uit stabiele componenten is moeilijk oxideerbaar (Emmer, 1996, Kemmers, 1996, Kemmers et al., 1996). Onder anaërobe omstandigheden treden met name  $\text{Fe}^{3+}$  en  $\text{SO}_4^{2-}$  als oxidator van organische stof op. Indien de organische stof voor een belangrijk deel bestaat uit stabiele componenten kan door een te gering aanbod van elektronen het reductieproces stagneren. In dergelijke situaties komen in anaërobe milieus hoge redoxpotentialen voor (De Mars, 1996). Vernatting van dergelijke standplaatsen leidt daarom niet tot een reducerend milieu. Reductie van ijzer en sulfaat is een zuurconsumerend proces. Bij stagnatie van het reductieproces zal daardoor ook geen zuurconsumptie optreden en de pH laag blijven.

### ***Redoxtoestand en Ionenwisseling***

Onder omstandigheden waarbij voldoende labiele organische stof aanwezig is, zal bij vernatting reductie optreden met als gevolg dat zuurconsumerende processen zullen domineren. Door het verdwijnen van  $H^+$ -ionen uit het bodemvocht zal nalevering van  $H^+$ -ionen vanaf het adsorptiecomplex plaatsvinden totdat het evenwicht hersteld is. De vrijgekomen ladingplaatsen kunnen worden ingenomen door  $Ca^{2+}$ -ionen die in kwelwater aanwezig zijn. Dit proces is afhankelijk van de ionenwisselingconstante (zie 2.3).

Bij redoxprocessen zijn zowel protonen als elektronen betrokken. De relatie tussen de concentratie van deze elementen wordt tot uitdrukking gebracht in de redoxtoestand:  $pE + pH$ . Elke bodem zou volgens (Lindsay, 1979) een karakteristieke redoxtoestand bezitten volgens:  $pE + pH = \text{constant}$ . Dit impliceert dat er een antagonisme bestaat tussen de redoxpotentiaal en de bodemzuurgraad. Een dalende redoxpotentiaal leidt tot een stijging van de pH en omgekeerd.

Deze karakteristiek kan worden bepaald door toevoeging van verschillende hoeveelheden loog/zuur aan een bodemmonster en na 24 uur pH en pE te bepalen (Lindsay & Sadiq, 1980)

Kemmers & Jansen (1988) stellen dat het verschil tussen rich (basenrijk) en poor (basenarm) fen is toe te schrijven aan de redoxtoestand ( $pE + pH$ ). In een poor fen werd geen sulfaatreductie en in een rich fen wel sulfaatreductie geconstateerd. In een poor fen treden daardoor geen zuurconsumerende processen op tijdens anaërobe perioden, waardoor de pH en de Ca-verzadiging van het adsorptiecomplex laag blijven. Dit zou erop kunnen wijzen dat de organische stof van poor fen inert is waardoor de elektronenconcentratie laag blijft en een hoge pE wordt gehandhaafd. Alkalinisatie als gevolg van sulfaatreductie wordt ook beschreven door Roelofs (1991) en Lamers et al. (1996).

De verwachting is dat per organisch stoftype een karakteristieke redoxtoestand kan worden afgeleid. In organische horizonten met stabiele componenten (Van Delft, 1995) is weinig neiging tot elektronenafgifte, waardoor de pE en de redoxpotentiaal hoog zijn. Organische stof met labiele componenten zal onder anaërobe omstandigheden juist een lage pE bezitten, wat aangeeft dat er makkelijk oxidatie optreedt als er een oxidator ( $O_2$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $SO_4^{2-}$ ) aanwezig is. Als reductie niet verloopt en de pE als gevolg van inertie van de organische stof hoog blijft (De Mars, 1996) dan zal ook de pH stijging ( $pE + pH = \text{constante}$ ) achterwege blijven; hierdoor blijft de  $H^+$ -concentratie hoog en de Ca-bezetting laag.

### ***Hypothesen***

Op basis van de bovenstaande gedachtengang werden enkele voorlopige hypothesen gesteld:

- Verschillen in adsorptie-eigenschappen zijn te relateren aan verschillen in organischestoftypen.
- De verschillende organischestoftypen hebben een karakteristieke redoxtoestand die zich gedraagt als een constante.
- De mate waarin het adsorptiecomplex kan worden opgeladen met  $Ca^{2+}$ -ionen is afhankelijk van de adsorptie-eigenschappen en van de redoxtoestand.
- Oplading van het adsorptiecomplex met  $Ca^{2+}$ -ionen kan alleen plaatsvinden onder reducerende omstandigheden, in aanwezigheid van labiele organischestof-componenten.

- Dit zou tevens betekenen dat het adsorptiecomplex van veraarde en sterk gehumificeerde organische stof moeilijk kan worden opgeladen bij aanwezigheid van kwelwater. Dit is een irreversibel effect van verdroging.

## 2.3 Analyse van bodemeigenschappen en terreinen

Bij de analyse is uitgegaan van terreinen waarvan gegevens beschikbaar waren over het humusprofiel, omdat hieruit aanwijzingen voor onderbouwing van de voorlopige hypothese kunnen worden verkregen. Het betreft de volgende terreinen: Zandbrink, Lemselermaten, Stroothuizen, Punthuizen, Korenburgerveen, de Barten, Wyldlanden, Stobberibben.

Voordat met de analyse van de individuele terreinen wordt begonnen wordt aan de hand van alle beschikbare terreingegevens een algemene beschouwing over Ca-verzadiging en adsorptie-eigenschappen gegeven.

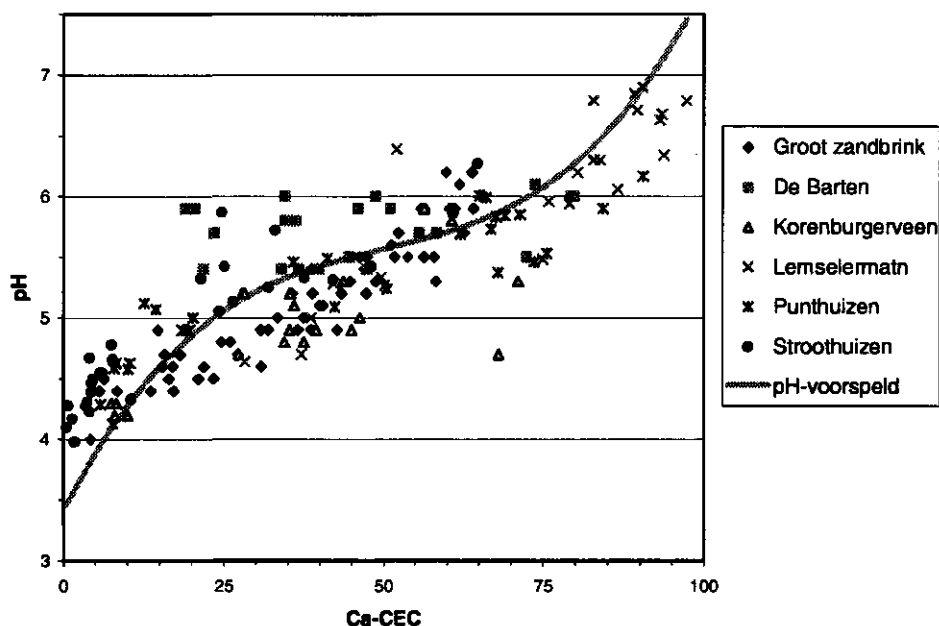


Fig. 1 Relatie tussen zuurgraad en calciumbezetting voor de beschouwde OBN-terreinen

### 2.3.1 Ca-verzadiging en adsorptie-eigenschappen

Figuur 1 geeft de relatie tussen de Ca-verzadiging en de pH van de bodem, gebaseerd op alle beschikbare gegevens uit de genoemde terreinen. Uit deze figuur komt duidelijk naar voren dat de pH in het traject van 30 tot 70% Ca-verzadiging gebufferd wordt rond een waarde 5,5. Deze buffering is gebaseerd op omwisseling van  $\text{Ca}^{2+}$ -ionen tegen  $\text{H}^+$ -ionen. De figuur laat tevens zien dat deze buffering voor de verschillende terreinen op een verschillend niveau plaatsvindt, waardoor de spreiding in de grafiek groot is. Zo wordt de pH van de Barten op een hoger niveau gebufferd dan die van het Korenburgerveen in een vergelijkbaar traject van Ca-verzadiging. Bovendien blijkt dat de pH op zichzelf niet veel zegt. De pH is een maat voor de 'intensiteit' van de zuurgraad en is als zodanig relevant voor de vegetatie. De calciumverzadiging geeft een indruk van de mate waarin de buffercapaciteit is opgebruikt en is daardoor relevanter voor de toestand van de bodem ten aanzien van verzuring.

Met behulp van de Gapon-vergelijking kan duidelijk gemaakt worden dat verschillen in de uitwisselingsconstante ( $K_G$ ) buffertraject. Tabel 1 geeft voor een reeks  $\text{H}^+$ - en  $\text{Ca}^{2+}$ -concentraties de berekende Ca-verzadiging (uitgedrukt als  $\text{Ca}/(\text{Ca} + \text{H})$ ) voor verschillende waarden van de  $K_G$ .

*Tabel 1 De verhouding tussen waterstof- en calciumionen aan het adsorptiecomplex en de calciumverzadiging ( $\text{Ca}/(\text{Ca}^{2+} + \text{H}^+)$ ) bij verschillende concentraties calcium en waterstof van het bodemvocht voor verschillende waarden van de Gaponcoëfficiënt  $K_G$ , ook wel Gapon-vergelijking genoemd*

Watersamenstelling		H-ads/Ca-ads			Ca/Ca + H (%)		
$\text{Ca}^{2+}(\text{meq.l}^{-1})$	pH	$K_G=10^5$	$K_G=10^4$	$K_G=10^3$	$K_G=10^5$	$K_G=10^4$	$K_G=10^3$
4	7	0,316	0,0316	0,0032	75	97	99,7
4	6	3,16	0,316	0,0316	24	75	97
4	5	31,6	3,16	0,316	3	24	75
2	7	0,447	0,0447	0,0045	69	96	99,6
2	6	4,47	0,447	0,0447	22	69	95
2	5	44,7	4,47	0,44	2	22	69
1	7	0,63	0,063	0,0063	61	94	99,4
1	6	6,3	0,63	0,063	14	61	94
1	5	63,0	6,3	0,63	2	14	61
1,59	6,25	2,8	0,28	0,028	26	78	97 (Boezem Wyld)
0,8	5,15	50,0	5,00	0,5	2	16	66 (Wyld, 50 cm diep)
1,0	5,55	20,0	2,00	0,2	5	33	83 (Wyld 5m diep)

## Buffertrajecten

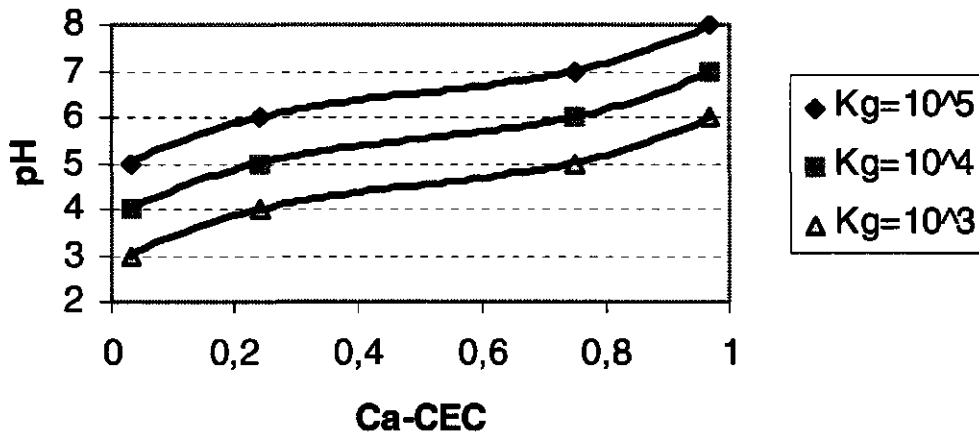


Fig. 2 Theoretische relatie tussen pH en calciumverzadiging voor verschillende waarden van  $K_G$

In figuur 2 is voor verschillende waarden van de  $K_G$  de relatie tussen de pH en de Ca-verzadiging weergegeven bij een  $\text{Ca}^{2+}$ -concentratie van  $4 \text{ meq.l}^{-1}$ . Hieruit blijkt dat het buffertraject op een hoger pH-niveau is gelegen naarmate de  $K_G$  groter is. Naarmate de  $K_G$  hogere waarden aanneemt zal de preferentie van het adsorptiecomplex voor binding van H-ionen ten opzichte van Ca-ionen groter zijn. Dit zou bv. kunnen betekenen dat de organische stof een groter aandeel moeilijk dissocieerbare zuren heeft naarmate de  $K_G$  groter is. Tevens blijkt uit tabel 1 dat niet zozeer de absolute  $\text{Ca}^{2+}$ -concentratie maar vooral de pH van het water belangrijk is om een hoge Ca-verzadiging gerealiseerd te krijgen.

### Conclusie

De waarde van de Gaponcoëfficiënt is bij ionenwisseling bepalend voor het niveau waarop de zuurgraad bij een bepaalde calciumverzadiging wordt gebufferd. De waarde van de Gaponcoëfficiënt varieert sterk. Niet zozeer hoge  $\text{Ca}^{2+}$ -gehalten van het bodemvocht, maar hoge waarden van de pH hebben een hoge calciumverzadiging tot gevolg. Bij een veronderstelde constante karakteristieke  $\text{pE} + \text{pH}$  voor bodemhorizonten impliceert dit dat alleen lage waarden van de pE (reducerend) tot hoge pH waarden en dus een hoge Ca-bezetting kunnen leiden. Oplading van het adsorptiecomplex kan ook bij lage  $\text{Ca}^{2+}$ -concentraties van het bodemvocht plaatsvinden indien voldoende lage waarden van de pE heersen.

### 2.3.2 Terreinanalysen

Bij de terreinanalyse zijn voor een selectie van relevante standplaatsen gegevens van de pH en de Ca-verzadiging verzameld en in verband gebracht met organisch stoftype en indien mogelijk met gegevens over grondwaterstanden en waterkwaliteit. Voor het vaststellen van de Ca-verzadiging is uitgegaan van de potentiële kationen-omwisselingscapaciteit (CEC). Een belangrijk knelpunt bij plaggen als herstelmaatregel is dat weliswaar een potentiële zuur- en nutriëntenbron wordt weggenomen, maar dat

ook het adsorptiecomplex wordt verwijderd, dat als belangrijke zuurbuffer fungeert via ionenwisseling. Daarom is bovendien van de betreffende standplaatsen de potentiële buffercapaciteit voor ionenwisseling voor de toplaag van 10 cm bepaald. De dichtheid van de bodem werd afgeleid uit het organischestofgehalte volgens een empirische relatie.

### 2.3.2.1 Lemselermaten

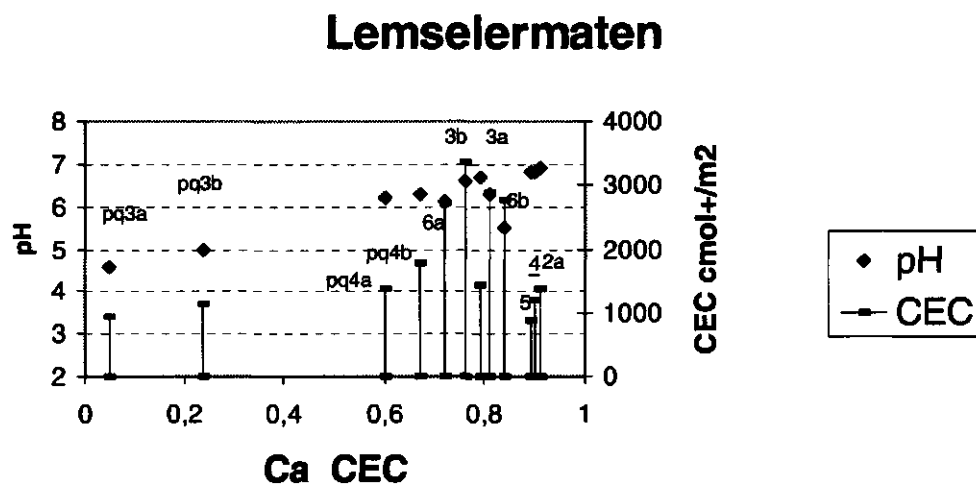


Fig. 3 Zuurgraad, calciumverzadiging en potentiële buffercapaciteit in de Lemselermaten

In het westelijke maatje is in 1990 geplagd (Jansen et al., 1993). Dit heeft geleid tot een herstel van een initiële fase van basifiel blauwgrasland (associatie van Vetblad en Vlozegge). De bodem heeft een pH van 6,5 tot 7,0 (fig. 3, buis 2) bij een Ca-bezetting van 75 tot 90%. De bodem heeft na plaggen nog slechts een ca. 4 cm dikke Ah-horizon (Van Delft, 1995) met een berekende buffercapaciteit van ca. 1400 cmol<sup>+</sup>.m<sup>-2</sup>. Op iets lager gelegen terreindelen (buis 3) is een 10-15 cm dikke Ah achtergebleven met een uitwisselcapaciteit van ca. 3000 cmol<sup>+</sup>.m<sup>-2</sup>. Op een naastgelegen strook die enkele jaren eerder is geplagd (pq's 4) is de pH lager (6-6,5) en de Ca-bezetting ca. 65%. Dit zou een indicatie kunnen zijn dat door de lage buffercapaciteit van de plagstroken de pH moeilijk op een hoog niveau gebufferd blijft.

In het oude maatje treedt na plaggen geen herstel op terwijl de pH 6,8 bedraagt (buis 4 en 5) met een Ca-bezetting van ca. 90%. De buffercapaciteit bedraagt ca. 800 tot 1200 cmol<sup>+</sup>.m<sup>-2</sup>. Op de niet geplagde plekken (buis 6) bedraagt de zuurgraad 5,5-6 met een Ca-bezetting van 70-85%. De buffercapaciteit bedraagt ca. 2700 cmol<sup>+</sup>.m<sup>-2</sup>. Er is sprake van een ca. 16 cm dikke Oh-horizon op de niet geplagde plekken (rhizic saprimoders).



### Conclusie

In alle gevallen is in de Lemselermaten kennelijk voldoende nalevering van Ca-rijk water naar de wortelzone mogelijk om een hoge Ca-bezetting ( $> 75\%$ ) te realiseren. In de ondiepe filters van alle buizen komt LiAng grondwater voor. Grondwaterstand zakt max. tot 1 m - mv. Plaggen leidt tot een verhoging van de pH, terwijl de Ca-bezetting niet wezenlijk verandert. Dit wijst op verschillen in de  $K_G$  van het organisch materiaal voor en na plaggen. De buffercapaciteit van de geplagde plekken wordt wezenlijk verlaagd.

### Probleem

Een probleem is dat de geplagde plekken een lage buffercapaciteit hebben overgehouden. De vraag is of deze buffer voldoende is om de pH duurzaam op een hoog niveau te kunnen blijven bufferen. Het lijkt erop dat de plagstrook uit 1988 in korte tijd zijn basen is kwijtgeraakt omdat de buffercapaciteit zeer gering is.

Zowel bodemonsters/watermonsters die formeel bij elkaar horen. Zowel geplagd als niet geplagd. Goede plek L-PB2, L-PB3 (rhizic hydromulls, met een hoge Ca-bezetting en Ca-rijk grondwater), te vergelijken met pq 3 en 4. Goede plek : L -PB 6 en L - PB 7 (rhizic saprimoders , ongeplagd), te vergelijken met pb 4 en 5

### 2.3.2.2 Punthuizen

Het CM-parnassietosum (buis 15, Jansen et al., 1993, Jansen, 1996) staat een deel van het seizoen in contact met basenrijk water (Li-Ang). De grondwaterstand zakt zomers weg tot ca. 1,25 m - mv. Het humusprofiel kan als een rhizic mullmoder worden omschreven met een ca. 12 cm dikke Ah-horizon, waarop een 3 cm dikke M-horizont voorkomt (Van Delft, 1995). De pH van de Ah-horizon bedraagt ca. 6,2 (fig. 4) en de Ca-bezetting bedraagt 65-90%. De buffercapaciteit van de Ah-horizon is door het lage gehalte organische stof gering en bedraagt 600-850  $\text{cmol}^+ \cdot \text{m}^{-2}$ .

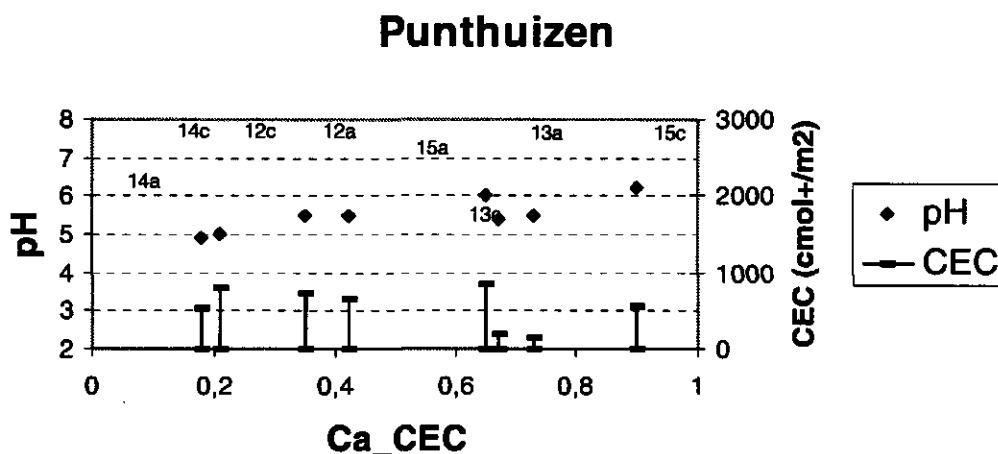


Fig. 4 Zuurgraad, calciumverzadiging en potentiële buffercapaciteit in Punthuizen

Het CM-littorelletosum (buis 13) staat in contact met matig basenrijk water. Het humusprofiel is een rhizic mullmoder met een ca. 10 cm dikke Ah- en 4 cm dikke M-horizont. De pH van de Ah-horizon schommelt rond ca. 5,5 terwijl de Ca-bezetting ca. 70% bedraagt. In de Graaf et al. (1994), wordt voor het CM-litt. zelfs een hogere pH gemeten dan in het CM-parn. Zij schrijven dit toe aan de langdurige inundatie van het

CM-litt., waardoor ten gevolge van reducerende omstandigheden zuur consumerende processen domineren. De buffercapaciteit van de Ah bedraagt ca.  $150-200 \text{ cmol}^+ \cdot \text{m}^{-2}$  wat als extreem laag kan worden beschouwd. De capaciteit van de bovenliggende M-horizon is niet bekend.

Het oeverkruidverbond (Eleoch.; buis 12) staat eveneens in contact met matig basenrijk water. Het humusprofiel is een rhizomull met een 8 cm dikke Ah-horizon, zonder M-horizont. De pH is 5,5 met een Ca-bezetting van rond 40%. De buffercapaciteit heeft een grootte van ca.  $650-700 \text{ cmol}^+ \cdot \text{m}^{-2}$ .

Bij buis 14 komt het biezknoppen-pijpestrootjesverbond voor met plaatselijk aanwezigheid van soorten van het CM-par. De zuurgraad van de bodem ligt net onder de 5,0 met een Ca-bezetting van ca. 20%. De bodem is hier sterk aan het verzuren en de buffercapaciteit is nog zeer gering. In het humusprofiel (rhizic mullmoder) heeft zich bovenop de M-horizont een F-horizont ontwikkeld, wat wijst op slechte condities voor strooiselafbraak.

Het CM-par. reageert sterk op neerslag: bij veel neerslag is er regenwater in de wortelzone. De aanwezigheid van een M-horizont wijst op een accumulatie van organische stof, die ontstaat omdat grote delen van het jaar de basenbezetting wellicht sterk daalt omdat de buffer zeer klein is. Plaggen leidt tot herstel van blauwgrasland. Hoe duurzaam dit is, is de vraag (zie Lemselermaten) gezien de soms zeer lage buffercapaciteit in de niet-geplagde delen.

### **Conclusie**

Hoewel de pH over het algemeen op een vrij hoog niveau wordt gebufferd (5,5-6,0) komen op de plekken die onder invloed staan van minder basenrijk water desondanks lage waarden van de Ca-bezetting op. De buffercapaciteit is beperkt. Plaggen leidt tot herstel. Op plaatsen waar rhizic mullmoders met wortelmatten worden aangetroffen spelen redoxcondities mogelijk een belangrijke rol bij het handhaven van een hoge pH en Ca-bezetting.

### **Probleem**

Ondanks een diep wegzakkende grondwaterstand aan het einde van de zomer, is de Ca-bezetting en de pH aan het begin van de zomer (eind juni) vrij hoog in het CM-par. Deze plaatsen blijken in het voorjaar wel in contact te staan met (matig) basenrijk water. Het is niet bekend of de buffercapaciteit voldoende groot is om de pH duurzaam op een hoog niveau te bufferen, te meer daar accumulatie van M-horizonten wijst op enige verzuring. Ook voor het CM-litt. is het onduidelijk of bij een zeer geringe buffercapaciteit de Ca-bezetting continu op een hoog niveau gehandhaafd kan blijven. Ook hier is sprake van de ontwikkeling van een M-horizont, wat op verzuring wijst, of op semiterrestrische omstandigheden. Onduidelijk is wat de invloed is van de redoxpotentiaal op de buffering van pH en Ca-bezetting in relatie tot het type organische stof. De afwezigheid van M-horizonten in het Eleoch. wijst erop dat geen makkelijk afbreekbaar (labiele) organische stof beschikbaar is. Dit zou kunnen impliceren dat het elektronenaanbod vanuit organisch stof stagneert. In tegenstelling tot profielen met een M-horizon kunnen hier dus wellicht geen reducerende omstandigheden ontstaan, waardoor de Ca-bezetting laag blijft.

### 2.3.2.3 Stroothuizen

Op de laagste delen komt een rompgemeenschap van het Eleocharetum voor die gekenmerkt is door verzuring en ophoping van organische stof (Buis 3, ongepubliceerd, Jansen, KIWA). De zuurgraad bedraagt ca. 5,0 bij een Ca-bezetting van ca. 25% (fig. 5). Het humusprofiel kan worden getypeerd als een rhizic saprimoder (Van Delft, 1995) en bestaat uit sterk gehumificeerde organische stof (Oh) met daarop een wortelmat (M-horizont). Op afgeplagde plekken (buis 1 en 2) is de zuurgraad iets hoger (5,3-5,4) en varieert de Ca-bezetting tussen de 30 en 50%. Hier heeft zich de associatie van Moerasstruisgras en Zompzegge ontwikkeld. De buffercapaciteit van de geplagde plekken ( $800-1100 \text{ cmol}^+.\text{m}^{-2}$ ) is iets lager dan die van de niet geplagde plekken ( $1000-1200 \text{ cmol}^+.\text{m}^{-2}$ ). Op de plagplekken ontwikkelt zich opnieuw een M-horizont (decapitic hydromoders) bovenop een residu van veraard veen (OA-horizont). Het grondwater bij de locaties 1, 2 en 3 heeft een EGV van ca.  $30 \text{ mS}.\text{m}^{-1}$  met Ca-gehalten van  $20-30 \text{ mg}.\text{l}^{-1}$ . Plekken met de laagste pH en basenbezetting (sites 7, 8, 9 met  $\text{pH} < 4,5$  en Ca-bezetting  $< 10\%$ ) hebben een zeer dikke M-horizont (7-10 cm). Hier komen de meer regenwater afhankelijke begroeiingen van het Dopheide-verbond voor.

## Stroothuizen

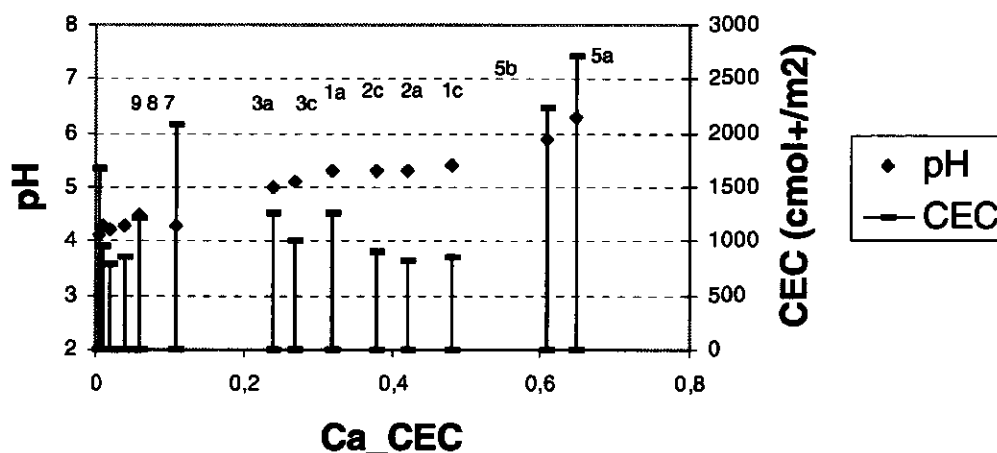


Fig. 5 Zuurgraad, calciumverzadiging en potentiële buffercapaciteit in Stroothuizen

Na het afplaggen van de wortelmatten is een veraarde veenlaag achtergebleven. Het verwijderen van de wortelmatten heeft geleid tot een geringe verhoging van de pH en Ca-bezetting. De vegetatie lijkt zich te herstellen (Kleinezeggen-gemeenschap).

### Probleem

Onduidelijk is hoe stabiel het herstel van de pH en Ca-bezetting is, gezien de ontwikkeling van een nieuwe wortelmat op de geplagde plekken. Het is tevens onduidelijk waarom geen hogere Ca-bezetting optreedt na het plaggen, omdat de Ca-concentratie en de pH van het grondwater voldoende hoge waarden lijken te bezitten om een hogere Ca-bezetting (60-90%) te genereren (fig. 2). Dit zou kunnen wijzen op een hoge waarde van de  $K_G$  van de sterk veraarde organische stof. Een andere verklaring kan zijn dat de veraarde organische stof onvoldoende elektronen levert, waardoor

reductie- en zuurconsumerende processen stagneren met als gevolg lage waarden voor de Ca-bezetting.

#### 2.3.2.4 Groot Zandbrink

In Groot-Zandbrink komen twee schraalgraslandjes voor met begroeiingen die tot verschillende subassociaties van het *Cirsio-Molinietum* behoren onder uiteenlopende omstandigheden van bodemzuurgraad en Ca-verzadiging (Kemmers et al., 1994, Jansen et al., 1997). Als effectgerichte maatregel werden greppels aangelegd om neerslagwater af te voeren op plaatsen waar basenrijke begroeiingstypen voorkomen: C.M. *parnassietosum* (110,134,108,109) en het C.M. *peucedanetosum* (127,128,104,107). De pH varieert tussen 5,5 en 6,2 bij een Ca-verzadiging van 55 tot 65% (fig. 6).

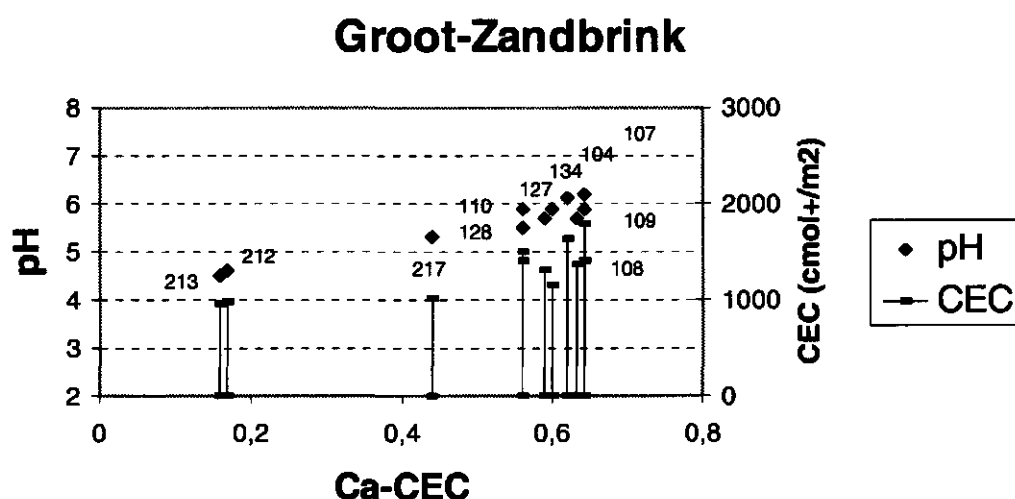


Fig. 6 Zuurgraad, calciumverzadiging en potentiële buffercapaciteit in Groot Zandbrink

Als humusprofiel komen hier rhizic vermimullus voor, die wijzen op zeer stabiele organische stof. De buffercapaciteit varieert van 1100 tot 1800  $\text{cmol}^+ \cdot \text{m}^{-2}$ . Een fragmentaire vorm van het C.M.-*peucedanetosum* (212,213,217) heeft pH-waarden die variëren tussen 4,5 en 5,3 bij een Ca-verzadiging van 15 tot 44%. In het humusprofiel hebben zich wortelmatten ontwikkeld (rhizic mullmoders) bovenop de oorspronkelijke Ah-horizont. De buffercapaciteit varieert hier tussen 900 en 1000  $\text{cmol}^+ \cdot \text{m}^{-2}$ . De grondwaterstand zakt in droge zomers tot onder 1 m - mv.

De herstelmaatregelen hebben aanvankelijk geleid tot een geringe stijging van de Ca-verzadiging (0-5%). Na enkele droge jaren bleek de Ca-verzadiging weer te zijn gedaald. Schouwenberg (NOV in prep.) komt op basis van zijn berekeningen tot de conclusie dat  $\text{Ca}^{2+}$ -ionen vanuit de bodemoplossing naar het adsorptiecomplex zijn verdwenen. De naar het adsorptiecomplex verdwenen  $\text{Ca}^{2+}$ -ionen zijn niet toereikend om atmosferische zuurdepositie te bufferen. Hierbij wordt echter een onwaarschijnlijk hoge zuurdepositie verondersteld. Waarschijnlijk treedt echter pyrietoxidatie op als gevolg van lage zomergrondwaterstanden, waardoor een extra zuurbron in het systeem aanwezig is.

### Conclusie

De Ca-verzadiging bedraagt 55-65%. Begreppeling heeft in Groot-Zandbrink niet tot een duurzaam herstel van de Ca-verzadiging geleid. Pyrietoxidatie leidt in droge perioden tot een extra zuurlast.

### Probleem

In droge perioden lijkt het adsorptiecomplex zich te ontladen als gevolg van extra een zuurbron via pyrietoxidatie. In natte perioden vindt kennelijk onvoldoende oplading plaats om tot een hoge Ca-verzadiging te komen. Het is onduidelijk of dit het gevolg is van adsorptie-eigenschappen ( $K_G$ ) dan wel van een redoxblokkade als gevolg van stabiel organische stof, waardoor zuurconsumerende processen stagneren.

#### 2.3.2.5 Korenburgerveen

In de schraalgraslandjes van het Korenburgerveen (Van der Hoek et al., 1994) komen bij de referentievlakken C en D vegetaties voor die wijzen op een verdroogde/verzuurde vorm van het CM-parc. De bodemzuurgraad ligt tussen pH 4,5 en 5,3 met een Ca-bezetting die varieert tussen de 40 en 65% (fig. 7). Bij de begreppelde locatie A komt een sterk verzuurde rompgemeenschap van het CM voor met een bodemzuurgraad tussen 4,0 en 4,3 bij een Ca-bezetting tussen 10 en 25%. Na plaggen (a1, a3) varieert de zuurgraad tussen 4,4 en 5. Bij de niet begreppelde locatie B komt de gemeenschap van Moerasstruisgras en zompzegge voor. De zuurgraad varieert tussen 4,3 en 4,6 bij een Ca-bezetting tussen 25 en 35%. Na plaggen (b1,b3) loopt de zuurgraad op tot waarden tussen 5,0 en 5,3 en varieert de Ca-bezetting tussen 40 en 50%. De buffercapaciteit van de toplaag is zowel voor als na plaggen vrij hoog (1500-2000  $\text{cmol}^+\cdot\text{m}^{-2}$ ). De waterkwaliteit bij A geeft een vrij sterke invloed van regenwater in het bodemprofiel te zien. Deze invloed blijft ook na begreppeling aanwezig. Locatie B heeft een meer lithotroof karakter. Begreppeling zou de zwakke kwelstroom richting maaiveld iets kunnen hebben versterkt. Als humusprofiel komen hoofdzakelijk saprimoders voor (Van Delft, 1995).

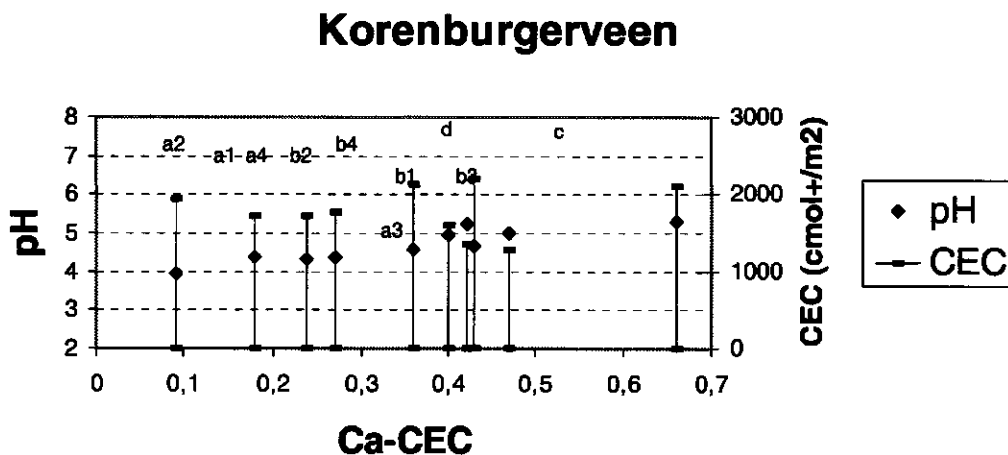


Fig. 7 Zuurgraad, calciumverzadiging en potentiële buffercapaciteit in het Korenburgerveen

### Conclusie

In de uitgangssituatie leidt plaggen tot een stijging van de pH met ca. 1 eenheid. Dit gaat gepaard met een hogere Ca-verzadiging na plaggen. In absolute zin blijft de waarde van de Ca-verzadiging vrij laag. Het effect van begreppeling lijkt eerder tot lagere waarden voor pH en Ca-CEC te leiden dan tot hoge waarden. Het herstel van de vegetatie is aarzelend.

### Probleem

Door het plaggen zijn vooral de organische horizonten met haarmos- en veenmosstrooisel afgevoerd. De ondergrond bestaat uit sterk veraard veen (OA). Het is onduidelijk in hoeverre het veraarde restveen weer met basen kan worden opgeladen. De voorkomende sulfaat- (en nitraat-)concentraties wijzen erop dat het bodemmilieu niet sterk reducerend is, wat een probleem kan vormen bij het opladen van het adsorptiecomplex met basen. Het is onvoldoende duidelijk of de zwakke kwel een voldoende flux aan Ca-ionen kan leveren voor het opladen van het adsorptiecomplex.

#### 2.3.2.6 De Barten

In de Barten kwelt matig kalkrijk water op (Grootjans et al., 1994; Grootjans et al., 1997). In de laagste delen (met name het noordelijk deel) komen kleine zeggen gemeenschappen van het *Caricion lasiocarpae* voor, die vaak sterk vergrast of verruigd zijn. Op deze plekken (buis 2, 3, 5) treden in het voorjaar inundaties op en schommelt de waterstand vrij sterk. In het bovenste grondwater komen hogere Ca-concentraties voor dan dieper in het profiel. De Ca-bezetting varieert tussen de 20 en 55% (fig. 8), terwijl de pH schommelt tussen 5,4 en 6,0.

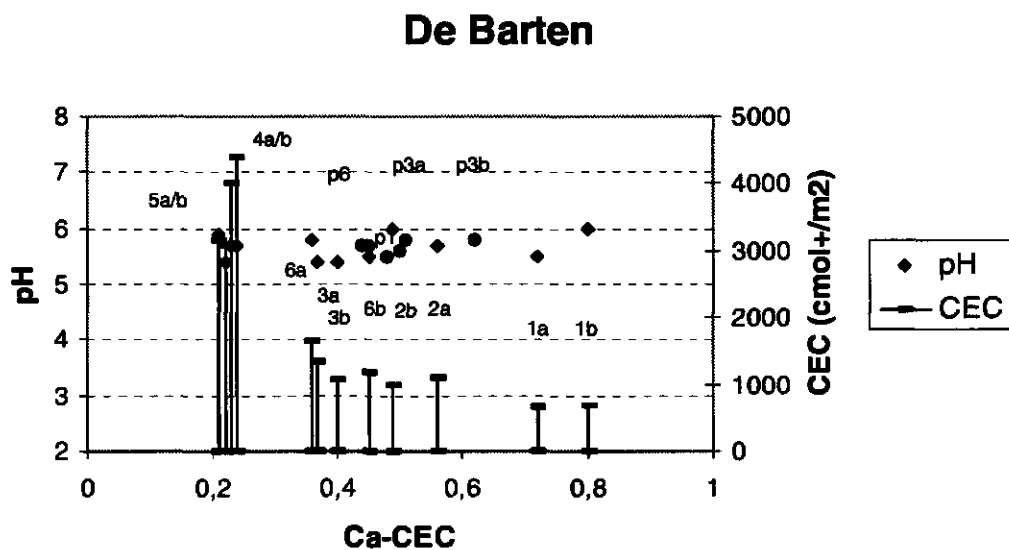


Fig. 8 Zuurgraad, calciumverzadiging en potentiële buffercapaciteit in De Barten

Het humusprofiel (saprimoders) bestaat uit matig tot sterk verweerd zeggeveen, waarop soms een dikke wortelmat voorkomt. Op de iets hogere delen (buis 1 en 6) komen mesotrofe gemeenschappen van het *Calthion* voor (Waterkruiskruid-associatie). De Ca-bezetting varieert hier tussen 35 en 80% bij pH waarden van 5,5 tot 6,0. Dicht bij de Linde komen Grote-Zeggengemeenschappen voor (buis 4). De Ca-bezetting schommelt hier tussen de 20 en 25% bij een pH van 5,7 tot 5,9. De Linde draineert nog steeds sterk. Het wegvangen van kwel door de Linde komt het minst tot uiting op plek 1; het meest op plek 4 en 3 met de laagste Ca-bezetting

Plaggen heeft alleen bij buis 3 (p3) tot een hogere Ca-bezetting geleid; bij buis 1 (p1) tot een lagere; bij buis 6 (p6) geen verschil. De hydrologische herstelmaatregelen hebben geleid tot herstel van kwel in het zuidelijk deel. De vegetatie reageert gunstig op de maatregelen, wat tot uiting komt in de uitbreiding van mesotrafente en basenminnende soorten .

De buffercapaciteit loopt sterk op in de richting van de plekken met een lage Ca-verzadiging. Hier wordt duidelijk dat veraarding (buis 4 en 5) leidt tot een sterke toename van het adsorptiecomplex. De voorraad calcium in de veraarde plekken met een Ca-verzadiging van 20% bedraagt  $4000 \times 0,20 = 800 \text{ cmol}^+ \cdot \text{m}^{-2}$ . In de minst veraarde plekken (1) bedraagt de voorraad  $0,80 \times 600 = 480 \text{ cmol}^+ \cdot \text{m}^{-2}$ . De zuurbuffercapaciteit van de niet veraarde plekken is dus kleiner dan die van de veraarde plekken ondanks de hoge Ca-bezetting.

### **Conclusie**

Plaatselijk is door drainage de Ca-verzadiging van de bodem sterk verlaagd. Plaggen heeft hier geleid tot enig herstel van de Ca-verzadiging. Hydrologische maatregelen hebben tot herstel van de kwel geleid. De meest verdroogde plekken hebben de grootste calciumvoorraad op het adsorptiecomplex, maar procentueel de laagste Ca-bezetting.

### **Probleem**

Bij een lage Ca-verzadiging kan de pH op een hoog niveau worden gebufferd. De Gaponwaarden zijn zeer hoog (fig. 2). Dit wijst op sterke preferentie van het adsorptiecomplex voor H-ionen. De differentiatie in pH is gering. De differentiatie in Ca-verzadiging is veel groter. Het is onduidelijk of de sterk veraarde organische stof inderdaad een hogere  $K_G$  heeft of dat andere processen de pH controleren. Het is onduidelijk in hoeverre door het herstel van de kwel het adsorptiecomplex verder is opgeladen met Ca.

### **2.3.2.7 Wyldlanden/Ulekrite**

In de Wyldlanden komen sterk gedegradeerde boezemblauwgraslanden voor (Grootjans et al., 1994, 1997, Jansen et al., 1993). Door de geïsoleerde ligging is de aanvoer van basen via boezemwater afwezig. Door wegzijging naar de omgeving heeft infiltratie van regenwater geleid tot verzuring. De grondwaterstanden zakken zomers weg tot 30 à 50 cm - mv. Dicht bij de boezem komen nog eutrafente soorten voor. Op grotere afstand gaan regenwaterafhankelijke soorten een belangrijkere plaats innemen. Buis 1, 3 en 4 (Raai A) vertegenwoordigen de meest verzuurde delen van het blauwgrasland. In de diepe ondergrond komt basenrijk boezemwater voor dat in de bovengrond wordt

afgedekt door water met een lagere EGV. De Ca-bezetting varieert tussen 20 en 30% met een pH-KCl tussen 4,1 en 4,3 (fig. 9). Het humusprofiel (hydromoders) wordt gekarakteriseerd door een 15-20 cm dikke Ah met ca. 20% lutum, die wordt afgedekt door een 3-5 cm dikke wortelmat. Op veel plaatsen komt binnen 25 cm - mv. sphagnumveen voor. De aanvoer van gezuiverd boezemwater naar de geplagde delen (p1, p3) leidt niet tot een herstel van de vegetatie. Op geplagde plaatsen verschillen de zuurgraad en de Ca-bezetting niet van elders.

## Wyldlanden/Ulekrite

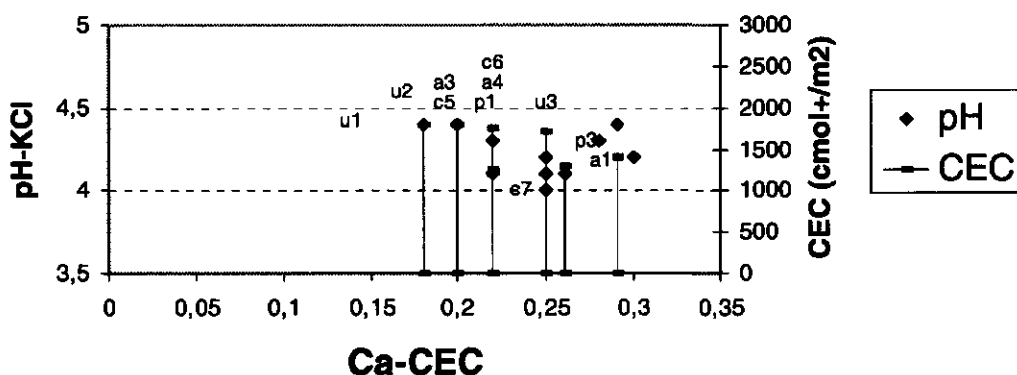


Fig. 9 Zuurgraad, calciumverzadiging en potentiële buffercapaciteit in de Wyldlanden/Ule krite

De vegetatiekundig minder aangetaste raai C (buis 5, 6, 7) is minder geïsoleerd van boezemwater maar blijkt een vergelijkbare zuurgraad en Ca-bezetting te hebben als raai A. Het humusprofiel (saprimoders) heeft geen wortelmat, maar bestaat hoofdzakelijk uit veraard veen afgedekt door een Ah-horizon. De vegetatie van de Ule Krite kan als een goed ontwikkeld boezemblauwgrasland worden omschreven. Verondersteld wordt dat de nabijgelegen boezem de bodem tegen verzuring beschermt. Niettemin heeft de Ca-bezetting (u1, u2, u3) een vergelijkbaar lage waarde als voorkomt in raai A en C. De pH waarde is een fractie hoger (pH-KCl = 4,4).

### Conclusie

De bodemzuurgraad en de Ca-bezetting zijn niet differentiërend voor de vegetatiekundige verschillen. Goed ontwikkeld en gedegradeerd blauwgrasland hebben vergelijkbare lage waarden. Het verzuringsproces komt wel in de bodem maar nog niet overal in de vegetatie tot uiting. De aanvoer van basenrijk water naar plagstrook B leidt niet tot pH-verhoging/oplading van het adsorptiecomplex. Dit wordt toegeschreven aan te lage Ca-gehalten van het water na passage van een helophytenfilter. De grondwaterstand zakt te diep weg, waardoor infiltratie van zuur regenwater en/of zuurproductie door oxidatie optreedt.



### Probleem

Het geplagde perceel in de Wyldlanden vertoont hogere EC-waarden in vergelijkbare perioden dan het ongeplagde perceel. In het geplagde deel zou dan grondwater met een hogere  $\text{Ca}^{2+}$ -concentratie en pH moeten voorkomen (zie tabel 1: WL5 middel). Hier kunnen naar verwachting (tabel 1) hogere Ca-bezettingen (33-83%) voorkomen. Als desondanks verzuring blijft bestaan is of de  $K_G$  zeer hoog of het milieu niet reducerend als gevolg van een redoxblokkade (veenmos in ondergrond?). De vraag is of de watersamenstelling echt beperkend is of dat om andere redenen het adsorptiecomplex niet wordt opgeladen.

Boezemwater in Wyldlanden (Tabel 1: OP2 pH=6,25; Ca=1,59) kan altijd nog 80% Ca-verzadiging veroorzaken. Het ondiepe grondwater in de Wyldlanden (WL5) kan alleen nog een hoge Ca-verzadiging opleveren als het adsorptie complex een lage  $K_G$  heeft. Het adsorptie complex in de Wyldlanden blijkt een Ca-verzadiging te hebben die varieert tussen de 20 en 30%. Dit zijn waarden die goed begrepen kunnen worden uit een combinatie van een hoge  $K_G$ -waarde en het ter plaatse bemonsterde water.

### 2.3.2.8 Stobberibben

In de Stobberibben is een gradiënt aanwezig met een afnemende invloed van boezemwater en een toenemende invloed van regenwater (Schouwenberg, 1994; Schouwenberg & van Wirdum, 1997, Schouwenberg, in voorb.). Basenrijk boezemwater dringt via een slotenstelsel door in de kraggen. De effectgerichte maatregelen zijn gericht op een verbeterde aanvoer van gezuiverd boezemwater naar de kraggen gericht op het terugdringen van de regenwaterinvloed.

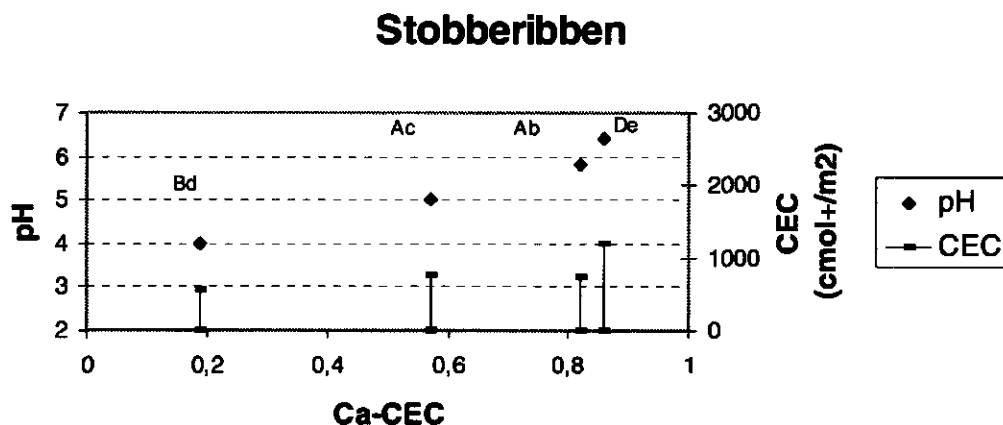


Fig. 10 Zuurgraad, calciumverzadiging en potentiële buffercapaciteit in de Stobberibben

Daarnaast werden plagstroken aangelegd om het bodemoppervlak dicht bij het basenrijke water te brengen. In de trilveenvegetatie (*Scorpidio-Caricetum diandrae*) wordt de gradiënt weerspiegeld door een rietzone, een zone met Schorpioenmos (locatie Ab, De), een Veenmoszone (Ac) en een Haarmoszone (Bd). In de Veenmoszone is een geïsoleerde locatie Bd opgenomen waar geen effecten van ingrepen worden verwacht en die als 0-object dient. Het humusprofiel van locatie Ab (en De?) kan als een mesomor

worden omschreven, gekarakteriseerd door matig omgezet organisch materiaal. Beide andere locaties worden getypeerd als fibrimor, met nauwelijks omgezette organische stof. In figuur 10 is de pH en de Ca-verzadiging van de bodemonsters weergegeven. De aanvoer van boezemwater heeft tot een merkbare invloed van basenrijk water in het bovenste deel van de kragge bij locatie Ac geleid (Schouwenberg, NOV8 in voorb.). Bovendien zijn er indicaties dat in de periode 1991-1996 Ca-ionen zich vanuit het basenrijke water aan het adsorptiecomplex hebben gehecht. De van het adsorptiecomplex verdreven H-ionen hebben tot gevolg dat bicarbonaat uit oplossing verdwijnt.

Met behulp van empirisch bepaalde waarden voor de  $K_G$ , bleek het mogelijk uit de concentraties van H-ionen en Ca-ionen in het water de Ca-verzadiging van het adsorptiecomplex te berekenen. De berekeningen laten zien dat op de locatie Ac de Ca-verzadiging toeneemt van 20% tot ca. 70%, als gevolg van de genomen maatregel. Bovendien bleek dat de aangevoerde hoeveelheid water voldoende groot is om deze toename te kunnen verklaren, waarbij bovendien werd rekening gehouden met een jaarlijkse zuurdepositie van  $0,5 \text{ mol}^+ \cdot \text{jr}^{-1}$ .

### **Conclusie**

Op basis van berekeningen kan worden geconcludeerd dat aanvoer van basenrijk water inderdaad kan leiden tot een hoge Ca-verzadiging van het adsorptiecomplex van een kragge. De omwisseling van H- tegen Ca-ionen blijkt daarbij het belangrijkste mechanisme te zijn, waarbij bicarbonaat het vrijgekomen waterstof buffert.

### **Probleem**

De relatie tussen zuurgraad en Ca-verzadiging ligt op een vergelijkbaar niveau als in het Korenburgerveen. Dit zou kunnen wijzen op overeenkomende eigenschappen van de organische stof: een lage waarde van de  $K_G$  (fig. 2). Het herstel in de Stobberibben verloopt voorspoediger dan in het Korenburgerveen. Het is onduidelijk in welke mate de redoxcondities in dit opzicht een rol kunnen spelen. In het Korenburgerveen komt na plaggen vooral sterk veraard veen aan de oppervlak dat mogelijk inert is, waardoor reductieprocessen achterwege blijven in tegenstelling tot bij de Stobberibben, waar hoofdzakelijk labiele organischestofcomponenten domineren.

## **2.3.3 Algemene conclusies en onderzoeksvragen**

In paragraaf 2.2 werden enkele voorlopige hypothesen geformuleerd. De terreinanalyse verstrekt voldoende aanwijzingen om deze hypothesen niet a priori te verwerpen. De analyse aan de hand van de gestelde hypothesen heeft geleid tot een aantal algemene conclusies op basis waarvan een reeks onderzoeksvragen is geformuleerd.

### **Adsorptie-eigenschappen**

- Het lijkt erop dat niet alleen de samenstelling van het bodemvocht, maar vooral ook de adsorptie-eigenschappen van de organische stof bepalend zijn voor de mate waarin het adsorptiecomplex met basen kan worden opgeladen.
- Oriënterende berekeningen van  $K_G$  geven een grote spreiding te zien per terrein. De mate waarin organische stof is omgezet en de zuurgraad zijn van invloed op de adsorptie-eigenschappen. Er zijn aanwijzingen dat sterk veraarde organische stof gekenmerkt wordt door een hoge waarde van de  $K_G$ . Ondanks hoge Ca-concentraties

en pH-waarden in het bodemvocht komen toch vrij lage waarden van de Ca-bezetting voor (Korenburgerveen, Wyldlanden, Barten). De spreiding in de  $K_G$  is daarom waarschijnlijk voor een deel toe te schrijven aan verschillen in organischestoftypen. Bij bepalingen van de  $K_G$  is hiermee onvoldoende rekening gehouden (NOV-Schouwenberg). Daarnaast dienen bij het vaststellen van de  $K_G$  de vaste en de vloeibare fase afkomstig te zijn van formeel overeenstemmende monsters. Het niet voldoen aan deze voorwaarde draagt verder bij aan de spreiding van de  $K_G$ . Verbetering van de bepalingsmethode van de  $K_G$  wordt aanbevolen.

**Onderzoeksvraag:** In hoeverre zijn verschillen in  $K_G$  terug te voeren op verschillen in de aard van de organische stof?

- Veraard veen heeft zeer hoge waarden van de adsorptiecapaciteit.

**Onderzoeksvraag:** In hoeverre is de aard van de organische stof bepalend voor de adsorptiecapaciteit?

#### ***Zuurbronnen***

- Naast atmosferische zuurdepositie en interne zuurbronnen in organische horizonten kan ook pyrietoxidatie een belangrijke zuurbron vormen.

**Onderzoeksvraag:** Welke invloed heeft pyrietoxidatie op de basentoestand ?

#### ***Waterkwaliteit***

- De relatie tussen waterkwaliteit (Ca- en H-concentraties) en Ca-verzadiging is niet eenduidig. Bij verschillende waterkwaliteiten komen zelfde basenverzadigingen voor en omgekeerd. Niet zozeer hoge Ca-concentraties van het bodemvocht, maar hoge waarden van de pH lijken bepalend voor een hoge Ca-verzadiging.

**Onderzoeksvraag:** In welke mate is de Ca-concentratie bepalend voor de Ca-verzadiging?

#### ***Redoxcondities***

- Er zijn aanwijzingen dat de redoxtoestand van de bodem (pE+pH) een constante is. Het is nog onduidelijk hoe de redoxcondities interfereren met de adsorptie-eigenschappen van de bodem.

**Onderzoeksvraag:** In hoeverre kunnen organisch stoftypen gekarakteriseerd worden naar hun redoxtoestand?

- Herstel van de calciumverzadiging lijkt mogelijk op plaatsen waarvan het aannemelijk is dat reducerende omstandigheden optreden. In sterk veraarde of gehumificeerde bodems lijkt het herstel van de calciumverzadiging moeilijk te verlopen (Korenburgerveen, Wyldlanden, Barten). De organische stof heeft er mogelijk een inert karakter, waardoor geen reductie optreedt.

**Onderzoeksvraag:** In hoeverre vormen lage redoxpotentialen een randvoorwaarde voor hoge waarden van pH en Ca-verzadiging?

**Onderzoeksvraag:** In hoeverre is het achterblijven van herstel een gevolg van adsorptie-eigenschappen van de organische stof (hoge  $K_G$ -waarden) of van het optreden van redoxblokkaden?

### **Plaggen**

- Bij plaggen stijgt de pH over het algemeen, terwijl de Ca-verzadiging bij benadering gelijk blijft. Dit zou kunnen wijzen op een hogere waarde van de  $K_G$  van het minerale bodemsubstraat na plaggen dan van de bovenliggende organische toplaag. Materiaal met hoge  $K_G$ -waarden is moeilijker op te laden dan materiaal met lage waarden voor de  $K_G$ . Het is onduidelijk wat in dit opzicht de consequenties zijn van plaggen voor het herstel van de Ca-verzadiging (Korenburerveen, Stroothuizen, Lemselermaten, Wyldlanden)

Onderzoeksvraag: In hoeverre leidt plaggen op een mineraal substraat tot een verslechtering van condities voor het opladen van adsorptiecomplex?

- De buffercapaciteit van de bodem daalt na plaggen. Het is onduidelijk of daardoor het verzuringsproces wordt gestabiliseerd of juist versneld. De ontwikkeling van wortelmatten op dergelijke plaatsen vormt een aanwijzing dat een stijging van de pH na plaggen slechts van korte duur is (Lemselermaten). Op deze plaatsen wordt in het voorjaar een hoge Ca-verzadiging gemeten. Onduidelijk is of door de lage buffercapaciteit de Ca-verzadiging duurzaam op een hoog niveau gebufferd wordt of dat in de loop van een jaar de Ca-verzadiging daalt waardoor organische stof kan accumuleren (wortelmatten, zie ook Punthuizen).

Onderzoeksvraag: In hoeverre leidt plaggen tot een afname in de buffercapaciteit en tot een versnelling van de verzuring?

### **Fluxen**

Uit onderzoek van Schouwenberg komt naar voren dat de fluxen uit grondwater over het algemeen toereikend zijn om het adsorptiecomplex met basen op te laden. Er lijkt echter geen verband tussen waterstanden en de Ca-verzadiging aanwezig te zijn. Zowel bij lage (Punthuizen) als middelhoge (Lemselermaten) zomergrondwaterstanden komen standplaatsen met hoge Ca-verzadiging voor.

Onderzoeksvraag: In hoeverre bestaan er relaties tussen grondwaterstandskarakteristieken en de Ca-verzadiging? Kan een hoge Ca-verzadiging optreden via capillaire fluxen vanuit het (kalkrijke) grondwater en hoe groot moeten deze fluxen dan zijn. Of is een hoge Ca-verzadiging slechts mogelijk via inundatie in winter/voorjaarperioden?

## **3 Systeembeschrijving**

### **3.1 Inleiding**

Het doel van deze systeembeschrijving is het verkrijgen van inzicht in het effect van maatregelen gericht op het herstel van basenminnende vegetaties zoals in het kader van OBN worden uitgevoerd. Dit betreft zowel hydrologische maatregelen waarbij getracht wordt meer basenhoudend water naar de wortelzone te brengen, als ingrepen in de profielopbouw, waarbij door middel van afplaggen getracht wordt nutriëntenvoorraden en zuurbronnen in de vorm van organische stof af te voeren. Om het effect van deze maatregelen te kunnen voorspellen is een samenhangende beschrijving nodig van alle systeemkenmerken en processen die een rol spelen bij de regulatie van de basentoestand op het niveau van de standplaats. Het betreft zowel biologische als chemische en fysische processen die ondermeer afhangen van bodemkenmerken en de hydrologie. Behalve hydrologische kenmerken zoals kwelfluxen en grondwatersamenstelling is de opbouw van de bodem en de kenmerken van de samenstellende horizonten hierbij van groot belang. In deze beschrijving ligt de nadruk op bodemchemische aspecten. De invloed van de organische stof dynamiek op de zuurinput en de redoxpotentiaal wordt als randvoorwaarde beschouwd en niet apart beschreven. Hetzelfde geldt voor de hydrologische modellering. Fluxen van kwel- of infiltratiewater worden als randvoorwaarden beschouwd voor het verloop van met name bodemchemische processen.

In hoofdstuk 2 van dit rapport is een probleemanalyse beschreven, waarbij de ervaringen in diverse OBN-projecten zijn geanalyseerd. Hierbij is ook de studie betrokken die door Schouwenberg (in voorbereiding) is verricht naar basenregulatie in natte schraallanden. Uit deze probleemanalyse komt onder meer naar voren dat met name de adsorptieeigenschappen van de bodem en de redoxpotentiaal een belangrijke rol lijken te spelen. De adsorptieeigenschappen en de relatie tussen redoxpotentiaal en grondwaterstand hangen sterk af van de hoeveelheid en de toestand van de organische stof in de bodem.

In deze systeembeschrijving is getracht een zo volledig mogelijke beschrijving te geven van met name de bodemchemische aspecten van het functioneren van de basenregulatie in natte schraallanden. Hierbij is door middel van een gevoeligheidsanalyse nagegaan welke processen en bodemkenmerken het belangrijkste zijn. Deze systeemanalyse kan een leidraad zijn voor de opzet van een vervolgonderzoek, waarbij voor reële standplaatsen het functioneren van de basenregulatie onderzocht zal worden. Uit de gevoeligheidsanalyse kan afgeleid worden aan welke variabelen de hoogste prioriteit gegeven moet worden in een dergelijk onderzoek.

In dit hoofdstuk wordt eerst een conceptueel model gepresenteerd, waarin aangegeven is welke processen en bodemkenmerken een rol spelen en hoe deze modelmatig beschreven kunnen worden (3.2). In paragraaf 3.3 wordt de gevoeligheidsanalyse beschreven, waarbij voor enkele processen het effect op de basenverzadiging is onderzocht.

### 3.2 Conceptueel model voor basenregulatie

Om de processen die de basentoestand beïnvloeden te kunnen beschrijven wordt uitgegaan van een conceptueel model zoals is weergegeven in figuur 11.

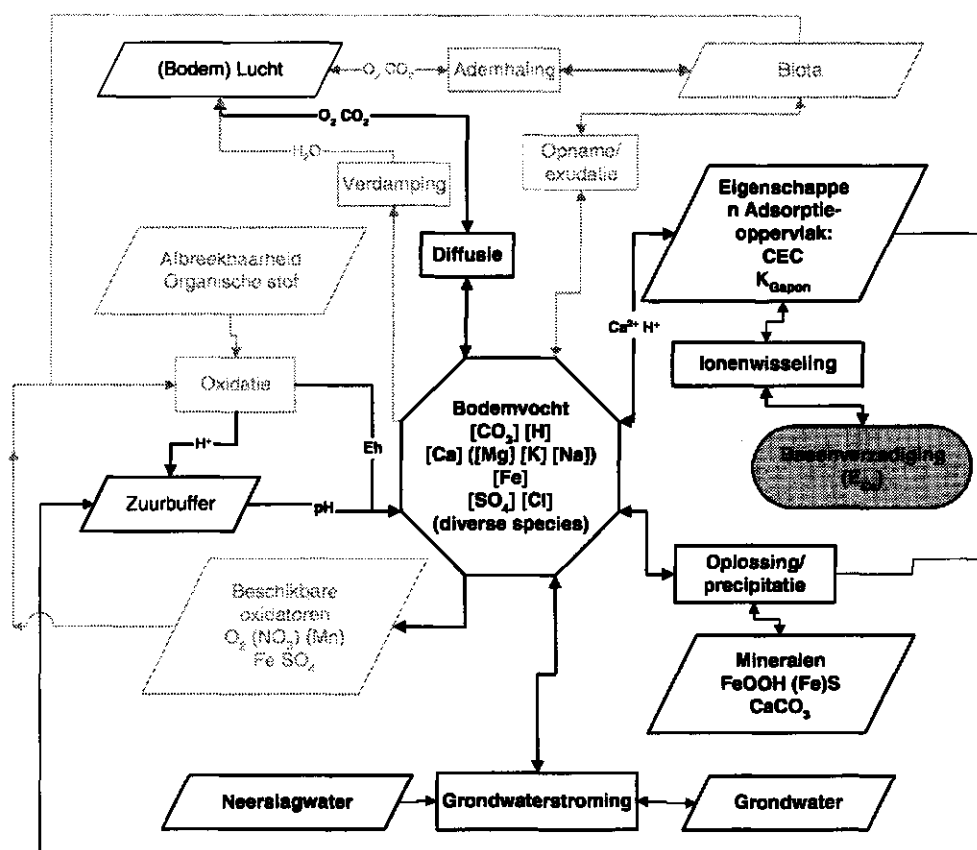
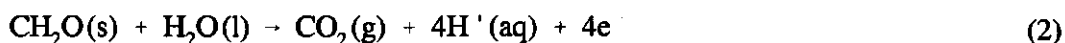


Fig. 11 Conceptueel model voor de basenregulatie. De variabelen en processen die zwart zijn weergegeven worden in deze systeembeschrijving uitvoeriger besproken dan de in grijs weergegeven variabelen en processen

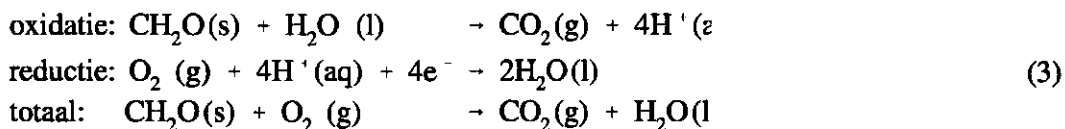
Centraal in dit model staat het bodemvocht als medium waarlangs stoffen uitgewisseld worden tussen de verschillende componenten van het bodemsysteem. De samenstelling van het bodemvocht wordt bepaald door een aantal fysische, chemische en biologische processen die veelal beschreven kunnen worden in evenwichtsvergelijkingen. Het voorkomen van evenwichten impliceert dat de samenstelling van het bodemvocht ook weer bepalend is voor bijvoorbeeld het voorkomen van mineralen en voor de basenbezetting van het adsorptiecomplex. Omdat een dergelijk systeem erg complex is en daardoor moeilijk zeer gedetailleerd te beschrijven, is gekozen voor een aantal vereenvoudigingen. In de volgende paragrafen worden de belangrijkste processen beschreven en zal worden aangegeven wat daarbij de belangrijkste variabelen zijn. Binnen een bodemprofiel kunnen de waarden van deze variabelen verschillen met de diepte en tussen verschillende horizonten. Veranderingen in de tijd kunnen optreden als gevolg van meteorologische en hydrologische omstandigheden.

### 3.2.1 Oxidatie van organische stof

Een belangrijk sturend proces is de oxidatie van organische stof door bacteriën of schimmels en in mindere mate door bodemfauna. Bij oxidatie worden koolhydraten afgebroken waarbij naast energie, ook protonen en elektronen vrijkomen. Dit is weergegeven in vergelijking 2.



De vrijgekomen elektronen en protonen worden opgenomen door beschikbare oxidatoren. Afhankelijk van de oxidator worden hierbij ook vrije protonen uit het bodemvocht gebonden, waardoor, afhankelijk van de aanwezige zuurbuffer, de pH kan toenemen. In de systemen die in dit onderzoek beschreven worden, zijn als oxidatoren voornamelijk zuurstof, ijzer en zwavel van belang. Als er voldoende zuurstof beschikbaar is wordt dit als eerste gebruikt, omdat de energieopbrengst bij oxidatie met zuurstof het hoogst is. Bij voldoende aëratie in een open systeem (een ontwaterde bovengrond) zal steeds voldoende zuurstof beschikbaar zijn. Het oxidatieproces verloopt dan volgens vergelijking 3, waarbij de oxidatie van organisch materiaal en de reductie van zuurstof als twee halfreacties en een totaalreactie zijn weergegeven.

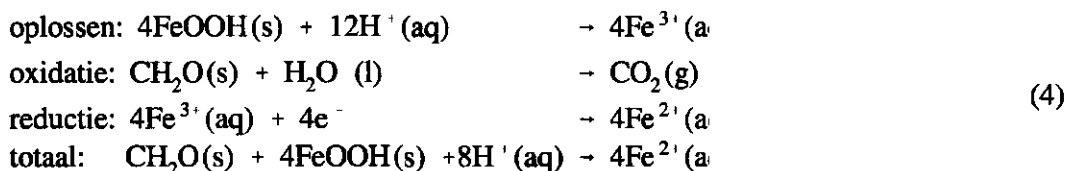


Alle vrijgekomen protonen worden gebonden aan zuurstof tot water. De reactie heeft dan geen invloed op de zuurgraad van het bodemvocht. In gesloten systemen, zoals in met water verzadigde grond (zie 3.2.4) zal de aanwezige zuurstof opgebruikt worden, waarbij de redoxpotentiaal ( $E_h$ )<sup>1</sup> afneemt tot minder dan 300 mV (Mc Bride, 1994). De snelheid van de oxidatie hangt ook af van de hoeveelheid en afbreekbaarheid van de aanwezige organische stof. Als er weinig organische stof aanwezig is of als de aanwezige organische stof al voor een belangrijk deel afgebroken is, verlopen de oxidatieprocessen trager, waardoor minder snel een afname van de redoxpotentiaal zal optreden<sup>2</sup>. Als dit wel het geval is, en de zuurstof voor een belangrijk deel is opgebruikt, zal de oxidator met de na zuurstof hoogste energieopbrengst een rol gaan spelen. Meestal zal dit driewaardig ijzer zijn, dat door het oplossen van goethiet ( $\text{FeOOH}$ ) als  $\text{Fe}^{3+}$  in het bodemvocht aanwezig is. De relevante reacties zijn samengevat in vergelijking 4.

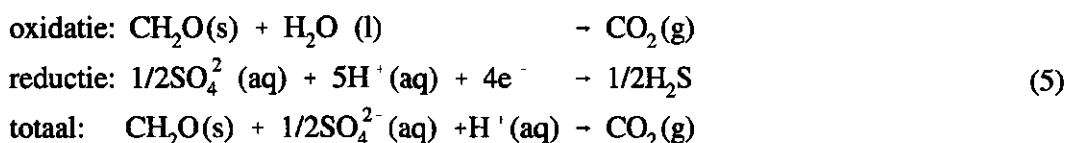
---

<sup>1</sup> Voor de redoxpotentiaal worden twee notaties door elkaar gebruikt.  $E_h$  is de gemeten potentiaal in V of mV. De pE is het negatieve logaritme van de elektronen activiteit [ $e^-$ ], analoog aan de pH. Tussen pE en  $E_h$  bestaat de volgende relatie:  $E_h (\text{mV}) = 59 \cdot \text{pE}$ .

<sup>2</sup> In zure gronden kan, ondanks de aanwezigheid van weinig afgebroken organisch materiaal, de oxidatie toch stagneren, omdat de biologische activiteit geremd wordt door de lage zuurgraad. Hier blijft dan de redoxpotentiaal hoog.



De totaalreactie laat zien dat dit een zogenaamd 'zuurconsumerend' proces is, waardoor de pH kan toenemen. Als de oxidatie van organische stof en daarmee de reductie van ijzer sneller verloopt dan het oplossen van goethiet, kan de redoxpotentiaal verder afnemen tot ca. -100 mV (McBride, 1994). Bij deze lage waarden van de redoxpotentiaal gaat sulfaat optreden als oxidator volgens vergelijking 5.



Ook dit is een zuurconsumerend proces, waardoor de pH nog verder kan toenemen. Dit is een verklaring voor het feit dat pH vaak negatief gecorreleerd blijkt te zijn aan Eh (Lindsay, 1979, McBride, 1994). In figuur 12 zijn pH-KCl en Eh-waarden van de bovengrond bij vier peilbuizen in Groot Zandbrink uitgezet (Kemmers, 1983). De metingen zijn tussen 19 maart 1981 en 8 maart 1982 16 keer herhaald. Bij de monsterplekken B, C en 10 blijkt de pH-KCl inderdaad hoger te zijn bij lagere redoxpotentialen. Bij plek 10a is dat niet het geval. Op deze plek is op slechts twee datums (13/5 en 2/6/1982) een lage Eh gemeten, terwijl hier vaak langdurig (enkele maanden) grondwaterstanden tot aan of boven het maaiveld voorkomen (Kemmers, 1983, Jansen et al., 1997). Kennelijk wordt hier de oxidatie van organische stof geremd. Waarschijnlijk door een te lage pH van het water dat hier, zeker bij ondiepe standen voor een belangrijk deel uit atmosferisch water bestaat (Jansen et al., 1997). Deze achterblijvende oxidatie van organische stof blijkt ook uit het voorkomen van humusvormen die gekenmerkt worden door ophoping van dood wortelmateriaal in de buurt van deze buis (Rhizomull en Rhizic Mullmoder; Van Delft, 1995). In de buurt van de andere buizen, met name buis C (waar het water een meer lithotroof karakter heeft) vindt meer afbraak van organische stof plaats, waardoor wel afname van de Eh en toename van de pH optreedt. De humusvormen die hier voorkomen worden gekenmerkt door een verder gevorderde afbraak van de organische stof ((Rhizic) vermimull; Van Delft, 1995).



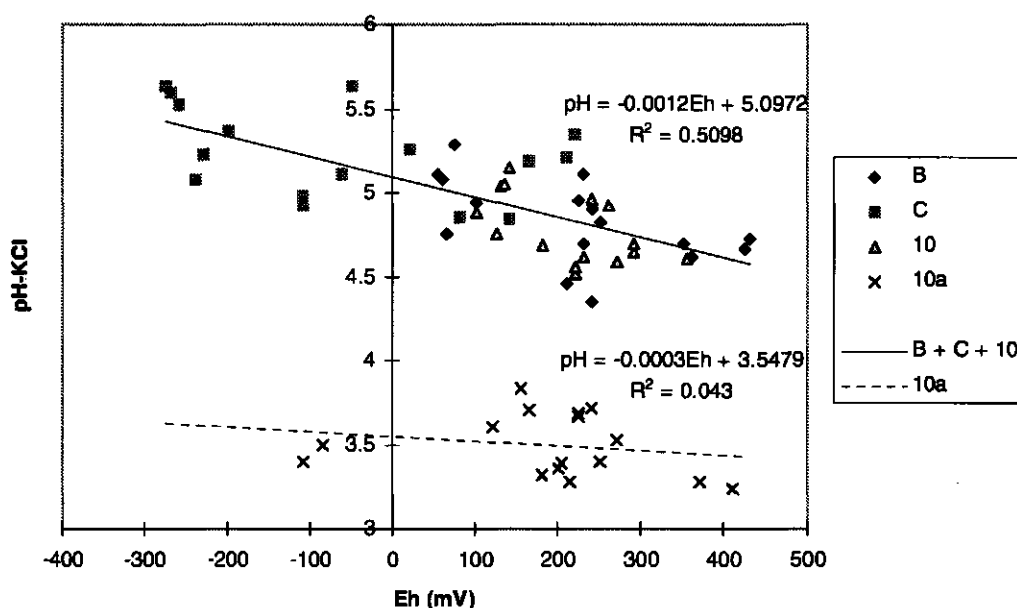


Fig. 12 Eh-pH relaties voor de bovengrond op vier plekken in Groot Zandbrink

Uit de reactievergelijkingen voor de oxidatie van organische stof onder anaërobe omstandigheden (vergelijking 4 en 5) blijkt dat oxidatieprocessen een invloed kunnen hebben op de pH van het bodemvocht en daarmee op het verloop van diverse evenwichtsreacties (fig. 11). Of dit gebeurt, hangt af van de afbreekbaarheid van de organische stof, de beschikbare oxidatoren, de aanwezigheid van oxiderende organismen (bacteriën) en het zuurbufferend vermogen van de grond<sup>3</sup>. De afbreekbaarheid van de organische stof hangt af van de herkomst (plantesoort) en de mate waarin het materiaal reeds afgebroken is. In horizonten met sterk veraarde organische stof is de afbreekbaarheid minder groot dan in horizonten waar veel vers organisch materiaal aanwezig is, zoals niet verteerde wortelresten in een Ahz- of M-horizont. De beschikbaarheid van oxidatoren hangt in de eerste plaats af van de aëratie (zuurstof) en verder van de grondwatersamenstelling en de mineralogische samenstelling van de bodem (ijzer en sulfaat). De werking van de zuurbuffering wordt bepaald door de grondwatersamenstelling (3.2.3), aanwezigheid van mineralen (calciet, goethiet; 3.2.2) en eigenschappen van het adsorptieoppervlak ( $K_G$ , CEC; 3.2.6).

### 3.2.2 Oplossing en precipitatie van mineralen

In de grond voorkomende mineralen kunnen oplossen of nieuw gevormd worden onder invloed van de samenstelling van het bodemvocht. Of dit gebeurt hangt af van verzadigingsindex (Si) van het bodemvocht ten aanzien van een mineraal en de snelheid waarmee een mineraal kan oplossen of neerslaan (precipiteren). Mineralen die in dit

<sup>3</sup> Met zuurbufferend vermogen wordt hier de relatie bedoeld tussen de verandering van de pH bij het toevoegen van een hoeveelheid zuur ( $H^+$ ) of basen. Hiermee kan dus ook de stijging van de pH aangegeven worden na het binden van een aantal protonen, bijvoorbeeld door het oplossen van goethiet (vergelijking 4).

verband relevant kunnen zijn, zijn calciet ( $\text{CaCO}_3$ ), goethiet ( $\text{FeOOH}$ ) en ijzersulfiden, voornamelijk pyriet ( $\text{FeS}_2$ ).

$\text{CaCO}_3$  kan, behalve als primaire kalk in kalkrijke sedimenten ook aanwezig zijn in de vorm van secundair calciet in gronden die onder invloed staan van calciumhoudend kwelwater. Dit verschijnsel is waargenomen in duinvallen (Sival et al., 1997) maar het is ook bekend onder de naam moeraskalk in kalkloze afzettingen in het binnenland. Zolang calciet in de bodem aanwezig is wordt de zuurgraad gebufferd bij pH 7 (Van Breemen et al., 1996). Als door verzuring alle kalk is opgelost, wordt de zuurbuffering overgenomen door andere buffermechanismen zoals kationwisseling en oplossing van andere mineralen.

Goethiet is een hydroxide dat wordt gevormd uit driewaardig ijzer en in gronden met wisselende grondwaterstanden zeer algemeen is. Het voorkomen van goethiet hangt dan af van het ijzergehalte van het bodemvocht en de redoxtoestand van de grond (combinatie pE en pH). In figuur 13 is deze relatie weergegeven voor een systeem met een totaal-carbonaatconcentratie van  $10^{-3} \text{ mol.l}^{-1}$ . Hieruit blijkt dat goethiet bij pH waarden  $> 4$  stabiel is in een groot bereik van pH en pE waarden.

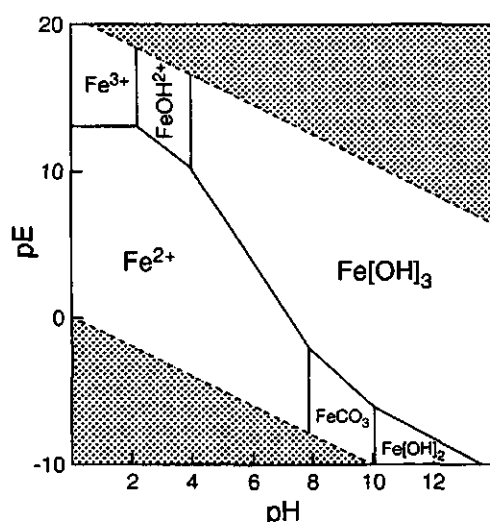


Fig. 13 Stabiliteitsdiagram voor ijzerverbindingen in evenwicht met water en een totaal-carbonaatconcentratie van  $10^{-3} \text{ M}$  (naar McBride, 1994)

Als, behalve ijzer ook sulfaat aanwezig is in het systeem, kan onder gereduceerde omstandigheden pyriet gevormd worden. Als door aëratie dit mineraal weer geoxideerd wordt, kan dit een sterk verzurend effect hebben. Dit verschijnsel is algemeen bekend van de zgn. katekleigronden maar lijkt ook relevant te zijn in natte schraallanden. Bij het bestuderen van de zwavelcyclus in vennen (Marnette, 1993) bleek dat pyriet gevormd wordt bij afwisselend geoxideerde en gereduceerde omstandigheden bij wisselende grondwaterstanden. Uit analyses van bodemvocht in Groot Zandbrink (Jansen et al., 1997) bleek dat bij grondwaterstanden dieper dan 70 cm - mv. de sulfaatgehaltes sterk

toenemen. Het vermoeden bestaat dat dit het gevolg is van het oplossen van pyriet. Dat pyriet in deze gronden voorkomt is gebleken bij de bestudering van slijpplaten van bovengronden van enkele locaties in Groot Zandbrink en een lokatie in landgoed De Wildenborch (bij Vorden), waarbij in alle lokaties kleine hoeveelheden pyriet werden waargenomen (Van Delft, 1997).

### **3.2.3 Gondwaterstroming en verdamping**

Behalve door diverse processen in de horizont zelf, wordt het bodemvocht ook beïnvloed door uitwisseling met andere lagen. Door grondwaterstroming kan het bodemvocht gedeeltelijk vervangen worden door water met een andere samenstelling. Hierdoor zullen evenwichtsreacties verschuiven waarbij zich nieuwe evenwichten instellen. Omdat het water in de bodem zelden echt stil staat, en omdat niet alle evenwichtsreacties even snel verlopen zal er meestal geen echt evenwicht ontstaan ten aanzien van alle betrokken processen. Bovendien is in de meeste natte schraallanden meestal sprake van afwisselende perioden met kwel en infiltratie, waardoor beurtelings aanvoer en afvoer van basen naar de wortelzone plaatsvindt. In het algemeen mag verwacht worden dat in perioden met kwel het bodemvocht een meer lythotroof karakter krijgt en de evenwichten zullen verschuiven in de richting van evenwicht met lithotroof water, waarbij een toename van de basenbezetting verwacht mag worden. In perioden waarin infiltratie van neerslagwater overheerst zal het tegenovergestelde het geval zijn. Het bodemvocht krijgt een meer atmotroof karakter en de basenbezetting zal afnemen. Dit geldt natuurlijk alleen als de basenbezetting hoger is dan bij een evenwicht met atmotroof water verondersteld mag worden.

Door verdamping door de vegetatie of vanaf het bodemoppervlak (evapotranspiratie) verdwijnt water uit de wortelzone. Dit geeft een indikkings effect op het bodemvocht waardoor concentraties van opgeloste stoffen kunnen toenemen.

### **3.2.4 Uitwisseling van gasen door diffusie en respiratie**

Uitwisseling van gasen vindt voornamelijk plaats door diffusie processen. Evenwichtsreacties in het bodemvocht en ademhaling van diverse organismen in de bodem (inclusief plantenwortels) zorgen voor relatieve dampspanningsverschillen tussen bodemvocht en bodemlucht, maar ook tussen de bodemlucht en de buitenlucht. Als gevolg van deze spanningsverschillen treedt diffusie van de verschillende gasen op (o.a.  $O_2$  en  $CO_2$ ). Als er voldoende uitwisseling mogelijk is tussen de bodemlucht en de buitenlucht, zijn de relatieve dampspanningen in evenwicht met de buitenlucht. We spreken dan van een open systeem. De beschikbare hoeveelheden  $O_2$  en  $CO_2$  zijn dan constant en bepalend voor concentraties in het bodemvocht en verloop van evenwichtsreacties. Als door de bodemstructuur of het vochtgehalte van de bodem geen uitwisseling met de atmosfeer kan plaats vinden spreken we van een gesloten systeem. In een dergelijk systeem zijn de relatieve dampspanningen afhankelijk van processen in de bodem, zoals oxidatie van organische stof en verschillende zuurevenwichten. Diffusie in het bodemvocht verloopt zeer traag, waardoor als gevolg van oxidatieprocessen in met water verzadigde delen van de bodem de zuurstofspanning sterk kan afnemen, terwijl de koolzuurspanning toeneemt.

### **3.2.5 Opname en exudatie door biota**

De in een systeem aanwezige biota (planten, schimmels, bacteriën en bodemfauna) nemen water en voedingsstoffen op uit het bodemvocht en scheiden ook weer stoffen af. Dit heeft ook een invloed op de samenstelling van het bodemvocht en daarmee op het verloop van evenwichtsreacties.

### **3.2.6 Ionenwisseling**

Onder ionenwisseling wordt de uitwisseling van waterstof en basen aan het adsorptiecomplex verstaan. Dit proces bepaalt de basenverzadiging van de grond. Dat is het deel van het adsorptiecomplex dat met basen bezet is. Dit adsorptiecomplex bestaat in feite uit een mengsel van verschillende adsorptie oppervlakken (klei, organische stoffen en metaalhydroxiden) die allemaal een aantal negatieve ladingsplaatsen hebben. Het aantal ladingsplaatsen wordt uitgedrukt als de kationomwisselcapaciteit (CEC), meestal in  $\text{mmol}^+/100 \text{ g}$ . De CEC van de grond wordt bepaald door het totaal van de ladingsplaatsen van klei, organische stof en metaalhydroxiden. De adsorptie-eigenschappen van organische stof kunnen sterk verschillen afhankelijk van de aard en de mate van decompositie van het organische materiaal.

Behalve het aantal ladingsplaatsen (CEC) is ook de relatieve voorkeur van een adsorptieoppervlak voor verschillende kationen van belang. Deze kan uitgedrukt worden in omwisselconstanten (K-waarden) voor verschillen paren van basen. Ook deze omwisselconstanten kunnen verschillen voor de verschillende adsorptieoppervlakken in een bodem. Voor een complete beschrijving is het dan nodig zowel de capaciteit (CEC) als de omwisselconstanten voor alle kationen aan de verschillende adsorptieoppervlakken te kennen. Voor organische stof en hydroxiden zijn deze eigenschappen ook afhankelijk van de pH.

Afgezien van systemen die onder invloed staan van zout of brak water, waar natrium een belangrijke rol speelt, is calcium het belangrijkste basische kation in het bodemvocht en aan het adsorptiecomplex.

### **3.2.7 Beschrijving van de basenregulatie**

Uit de bovenstaande beschrijving van de relevante processen blijkt dat de basenbezetting van de grond door een groot aantal onderling samenhangende processen wordt bepaald. Deze processen beïnvloeden elkaar via allerlei terugkoppelmechanismen. Om in een systeembeschrijving al deze processen op te kunnen nemen, is een gedetailleerde kennis nodig van alle processen en de bijbehorende variabelen. Een dergelijke complete beschrijving past niet binnen het bereik van deze studie en zou ook de toepasbaarheid van de resultaten beperken, omdat verzamelen van alle benodigde gegevens te kostbaar zou worden. Een vereenvoudiging kan verkregen worden door voor een aantal processen de beschrijving te beperken tot toestandsvariabelen waarvan de waarde bepaald wordt door het verloop van het proces. Zo zullen van de oxidatie van organische stof niet alle deelprocessen beschreven worden, maar wordt de redoxpotentiaal als resultaat van deze processen beschouwd.

Door gebruik te maken van de combinatie van een hydrologisch model en een chemisch speciatiemodel kan de regulatie van de basentoestand beschreven worden. Met een hydrologisch model kunnen effecten van ingrepen in de waterhuishouding op de fluxen van het bodemvocht en het vochtgehalte per laag worden voorspeld. Vervolgens kan met een chemisch speciatiemodel het effect op de basenbezetting berekend worden. Het effect van een maatregel als afplaggen kan hiermee ook voorspeld worden door de berekeningen uit te voeren voor het complete profiel en voor het afgeplagde profiel.

De hydrologische modellering kan uitgevoerd worden met het model SWAP (Soil, Water, Atmosphere and Plant; Van Dam et al., 1997). Dit model beschrijft verticaal transport van water, opgeloste stoffen en warmte onder invloed van bodemeigenschappen, gewas, klimaat en hydrologie. Relevante uitvoer kan bestaan uit de berekening van kwel- of infiltratiefluxen door het profiel en bijbehorend vochtgehalte in verschillende lagen. Voor de chemische speciatieberekeningen kan het model ECOSAT (Equilibrium Calculation Of Speciation And Transport; Keizer en Van Riemsdijk, 1996) gebruikt worden. In dit model kan een systeem beschreven worden door alle voorkomende componenten (in de oplossing, de vaste fase en de gasfase) en relevante evenwichtsreacties op te geven. Via een iteratief proces wordt de samenstelling van het systeem in een evenwichtssituatie berekend. Ook is het mogelijk de uitwisseling van stoffen met doorstromend kwel of infiltratiewater te berekenen. In ECOSAT kan het profiel beschreven worden als een opeenvolging van lagen. Per laag kunnen adsorptie-eigenschappen, het voorkomen van mineralen, de verhouding vaste stof-vocht-lucht en de initiële bodemvochtsamenstelling opgegeven worden. Voor het vochtgehalte kan het resultaat uit SWAP gebruikt worden (vochtgehalte per laag). Afhankelijk van de richting van de grondwaterstroming (kwel of infiltratie) kan een flux met een bepaalde samenstelling opgegeven worden onderaan of bovenaan het profiel. Ook hiervoor kan uitvoer van SWAP gebruikt worden. ECOSAT kan hiermee het verloop van de evenwichtsreacties in de tijd berekenen. Overigens kan voor de hydrologische invoer ook gebruik gemaakt worden van andere modellen of schattingen.

Voor de modellering in ECOSAT moeten het vocht- en luchtgehalte in een laag bekend zijn in de vorm van een 'gas/liquid ratio'. Dit is de verhouding van het poriëenvolume dat door gassen en bodemvocht wordt ingenomen ( $\phi_g/\phi_l$ ). Dit kan uit de uitvoer van SWAP komen of geschat worden voor de te beschrijven situatie.

Hieronder wordt beschreven welke vereenvoudigingen toegepast kunnen worden voor berekeningen met ECOSAT en welke variabelen daarvoor van belang zijn.

### ***Oxidatie***

Een verandering van het vochtgehalte kan leiden tot een verandering in de redoxpotentiaal en daarmee in de pH. De relatie tussen deze drie variabelen is specifiek voor verschillende typen horizonten en hangt vooral af van de afbreekbaarheid van de organische stof en buffereigenschappen van het bodemmateriaal. Als er weinig organische stof, of slecht afbreekbare organische stof aanwezig is in een horizont, zal een verandering van het vochtgehalte (aëratie) weinig invloed hebben op Eh en pH. Naarmate er meer makkelijk afbreekbaar organisch materiaal aanwezig is, zal een verandering in het vochtgehalte ook leiden tot een grotere verandering in de Eh. Het effect op de pH hangt dan ook nog af van de buffereigenschappen van de grond. Door in een aantal profielen in verschillende horizonten Eh en pH te meten bij verschillende

vochtgehalten kunnen deze relaties afgeleid worden. De invloed van de afzonderlijke variabelen die deze relaties bepalen wordt dan als 'black box' beschouwd. Als voldoende bekend is over de buffereigenschappen van de grond (met name  $K_G$ ) kan de pH ook voorspeld worden, afhankelijk van de Eh.

De redoxpotentiaal wordt in ECOSAT beschreven met pE. Dit is het negatieve logaritme van de elektronen activiteit  $[e^-]$ , analoog aan de pH. Tussen pE en Eh bestaat de volgende relatie:

$$pE = \frac{Eh \text{ (mV)}}{59} \quad (6)$$

Door, afhankelijk van het horizonttype en vochtgehalte, de pE (en pH) als vaste waarden op te geven wordt het resultaat van de oxidatieprocessen beschreven.

### ***Oplossing en precipitatie van mineralen***

Het oplossen of het neer slaan van mineralen kan beschreven worden door de relevante oplossingsvergelijkingen op te nemen in de beschrijving. In ECOSAT kan opgegeven worden welke mineralen voor kunnen komen. IJzeroxiden kunnen bijvoorbeeld in de tropen voorkomen als hemathiet ( $Fe_2O_3$ ) terwijl ze in gematigde streken voorkomen als goethiet ( $FeOOH$ ).

Verder kan van mineralen opgegeven worden of ze initieel aanwezig zijn. Dit is van belang omdat als dit het geval is, er van uitgegaan wordt dat de oplossing in evenwicht is met de aanwezige mineralen.

### ***Grondwaterstroming***

Grondwaterstromingen kunnen berekend worden met SWAP of een ander hydrologisch model, of geschat worden en vervolgens opgelegd worden aan ECOSAT, waarbij in ECOSAT transport van stoffen berekend wordt aan de hand van een flux (in mm/dag) met een zekere samenstelling (grondwater, of regenwater) die aan de onderkant of bovenkant van het profiel binnenkomt. Flux en samenstelling kunnen met de tijd variëren. Het is nog niet mogelijk een afwisseling van kwel en infiltratie te modelleren. Het is wel mogelijk om dit op indirecte wijze te doen door de eindsituatie van een simulatie over een aantal maanden met kwel te gebruiken als beginsituatie voor een aantal maanden met infiltratie (of andersom). Door dit een aantal malen te herhalen kan een meerjarige simulatie verkregen worden.

### ***Uitwisseling van gassen***

In ECOSAT kan de gasdruk van de individuele gassen als variabele of als constante waarde opgegeven worden in bar. Voor open systemen zoals een geaëreerde bovengrond, zal een constante gasdruk gelden voor alle gassen die min of meer gelijk is aan de relatieve gasdrukken in de atmosfeer. In met water verzadigde horizonten vindt (vrijwel) geen uitwisseling van gassen plaats, waardoor als gevolg van het verloop van reacties de relatieve gasdruk van bijvoorbeeld zuurstof sterk afneemt en die van koolzuur sterk toeneemt. Dit kan gesimuleerd worden door een variabele gasdruk op te geven.

### ***Ionenwisseling***

Voor de beschrijving van ionenwisseling is gekozen voor het gebruik van gemiddelde adsorptie-eigenschappen van de grond in een horizont omdat de exacte samenstelling van kleimineralen, hydroxiden en organische stof en de adsorptie-eigenschappen van deze componenten meestal niet bekend zijn. Door voor verschillende horizonten op een aantal locaties deze eigenschappen af te leiden kan een indicatie verkregen worden.

Omdat calcium het belangrijkste basische kation is in het bodemvocht en aan het adsorptiecomplex, is gekozen voor een eenvoudige benadering waarbij de omwisseling van waterstof en calcium beschreven worden met het Gapon-uitwisselingsmodel<sup>4</sup>. Dit model beschrijft de omwisseling tussen een éénwaardig kation ( $H^+$ ) en een tweewaardig kation ( $Ca^{2+}$ ) volgens vergelijking 7.



Waarbij X een negatieve ladingsplaats aan het adsorptiecomplex voor stelt. Per ladingsplaats kan dus een half calciumion of een proton gebonden worden. De verdeling van protonen en calciumionen aan het adsorptiecomplex in evenwicht met de activiteit van beide kationen in het bodemvocht wordt dan beschreven met de Gaponcoëfficiënt ( $K_{G(H/Ca)}$ ) volgens vergelijking 8).

$$K_{G(H/Ca)} = \frac{H-CEC\sqrt{[Ca^{2+}]}}{Ca-CEC[H^+]} \quad (8)$$

Waarbij  $K_{G(H/Ca)}$  de uitwisselingsconstante is, H-CEC en Ca-CEC het deel van de CEC<sup>5</sup> dat met waterstof resp. calcium bezet is (in  $mmol^+/mmol^+$ ) en  $[Ca^{2+}]$  en  $[H^+]$  de activiteit van beide kationen in het bodemvocht voorstellen (in  $mol.l^{-1}$ ). Ca-CEC komt overeen met wat in andere publicaties de calciumverzadiging genoemd wordt.

De omwisselconstante kan met behulp van vergelijking 8 berekend worden als van een grond (horizont) de basenbezetting en de samenstelling van het bodemvocht bekend zijn.

Voor de calciumverzadiging (Ca-CEC) is de totale CEC op zich niet van belang zolang er sprake is van een evenwicht. Als het er echter om gaat te voorspellen hoe (snel) de calciumverzadiging verandert na een maatregel is het wel van belang wat de CEC van de grond is. In dat geval moet de CEC van alle horizonten bekend zijn in  $mmol^+/100\text{ g}$ , maar ook de dichtheid van de grond ( $kg.m^{-3}$ ) en de dikte van de horizonten. Dan kan met ECOSAT uitgerekend worden hoe snel de calciumverzadiging verandert bij een bepaalde flux met een bepaalde samenstelling.

<sup>4</sup> Als ionenwisseling met meerdere kationen beschouwd moeten worden, kan in ECOSAT gebruik gemaakt worden van het Gaines-Thomas model. Dit kan relevant zijn in brakke milieus, waar het aandeel van natrium belangrijk is.

<sup>5</sup> De CEC van organisch materiaal en hydroxiden is pH-afhankelijk omdat bij lagere pH waarden een groter deel van het adsorptiecomplex bezet is met protonen en daardoor niet beschikbaar voor basische kationen. Omdat hier de omwisseling tussen waterstof en calcium beschreven wordt kan niet met een variabele CEC gerekend worden, vanwege de terugkoppeling tussen pH en CEC. Door met de potentiële CEC (bepaald bij pH=8) te rekenen wordt dit probleem ondervangen. De pH is dan een resultante van adsorptie-eigenschappen en in evenwicht met de calciumactiviteit in de oplossing.

### 3.3 Gevoeligheid basenbezetting voor toestandsvariabelen

In paragraaf 3.2 is een conceptueel model beschreven voor de basenregulatie waarbij aangegeven is welke processen een rol spelen bij de basenregulatie (fig. 11). Het relatieve belang van de verschillende processen en de toestandsvariabelen die daarbij betrokken zijn is hiermee niet aangegeven. Omdat een volledige beschrijving van het systeem veel invoergegevens zal vergen, zal het verzamelen van al deze gegevens mogelijk een arbeidsintensieve en kostbare aangelegenheid worden. Daarom zal het misschien nodig zijn prioriteiten te stellen bij de dataverzameling. Om hier inzicht in te krijgen is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd, waarbij de gevoeligheid van de basenverzadiging voor een aantal toestandsvariabelen is onderzocht. Hiervoor zijn met ECOSAT een aantal berekeningen uitgevoerd waarbij steeds een of twee samenhangende variabelen werd gevarieerd, terwijl andere variabelen constant werden gehouden. Op deze manier is het effect van de oxidatietoestand (3.3.1), de interactie met mineralen (3.3.2), het watertype (3.3.3) en adsorptieeigenschappen (3.3.4) onderzocht. Deze berekeningen zijn uitgevoerd voor een fictieve, met water verzadigde horizont, hetgeen overeenkomt met een situatie waarin aanvulling van de basenbezetting kan plaatsvinden. Dichtheid, poriënvolume en vochtgehalte zijn in alle berekeningen gelijk.

In ECOSAT wordt gerekend met een aantal componenten waaruit een systeem kan worden opgebouwd (bijvoorbeeld  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{H}^+$ ,  $\text{OH}^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ). Van al deze componenten moet opgegeven worden welke grootte constant gehouden moet worden (concentratie of activiteit in de oplossing, totale hoeveelheid in het systeem of partiële gasdruk). Om redoxreacties te kunnen beschrijven kan de pE ( $-\log[e^-]$ ) als component opgenomen worden. Vanuit een database worden vervolgens alle mogelijke species die in de oplossing kunnen voorkomen automatisch geselecteerd. Ten aanzien van mineralen en gassen moet zelf een selectie gemaakt worden van de combinaties die voor het systeem relevant zijn. De adsorptieeigenschappen van de bodem ten aanzien van verschillende kationen moeten ook zelf opgegeven worden. Op basis van alle evenwichtsvergelijkingen kan ECOSAT de verdeling van de opgegeven componenten over alle species en fasen berekenen.

In de berekeningen zijn 8 componenten opgegeven ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{H}^+$ ,  $\text{OH}^-$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  en  $e^-$ ). De concentraties en/of totale hoeveelheden van de meeste van deze componenten zijn gevarieerd voor de verschillende berekeningen. Voor calcium is in de meeste gevallen uitgegaan van een constante concentratie van  $29 \text{ mg.l}^{-1}$ . Deze hoeveelheid is dan verdeeld over de verschillende species in de oplossing en in evenwicht met eventueel aanwezig calciet. Voor  $\text{H}^+$  en  $\text{OH}^-$  is aangenomen dat het in zeer kleine hoeveelheden voorkomt (total amount = 0). Op basis daarvan kan de activiteit (pH, pOH) bij verschillende evenwichten bepaald worden. Voor ijzer is in de meeste gevallen een totale hoeveelheid van 1 mol per liter bodemvocht opgegeven, hetgeen deels in de oplossing (verschillende species) en deels als pyriet of goethiet kan voorkomen. Voor sulfaat is in de meeste gevallen een constante concentratie verondersteld, die gerelateerd is aan de pE. Bij lage waarden voor de pE is uitgegaan van lage sulfaatconcentraties in de oplossing, oplopend met de pE van  $10^{-6} \text{ mol.l}^{-1}$  bij pE = -6,8 tot  $10^{2,6}$  bij pE = 6,8. Chloride wordt beschouwd als een inerte component, waarvan de concentratie in de meeste gevallen constant is gehouden op  $4,3 \text{ mg/l}$ . Voor de component  $\text{CO}_3^{2-}$  is een constante hoeveelheid van  $75 \text{ mg.l}^{-1}$  bodemvocht aangehouden, hetgeen verdeeld kan voorkomen over verschillende species in de oplossing (voornamelijk bicarbonaat),



calciet en in de gasfase. De redoxpotentiaal is gevarieerd tussen  $pE = -6,8$  en  $pE = 6,8$ . In enkele gevallen is gerekend met een paar diskrete waarden voor de  $pE$  (-3, 0, 3).

Op basis van deze componenten konden 48 verschillende species gemaakt worden in de oplossing. Van de gassen is alleen  $CO_2$  in de berekeningen opgenomen, vanwege de invloed op het koolzuurevenwicht in de oplossing. Wat betreft de mineralen zijn de evenwichten opgenomen ten opzichte van calciet, goethiet en pyriet. Voor de berekeningen van de ionenwisseling is uitgegaan van een adsorptie oppervlak met een  $\log K_{G(H/Ca)} = 4$ .

Bij de bespreking van de effecten van de verschillende processen zal worden aangegeven welke toestandsvariabelen gevarieerd zijn ten opzichte van het hiervoor geschetste systeem.

### 3.3.1 Gevoeligheid voor de redoxpotentiaal

De gevoeligheid van de calciumbezetting voor de redoxpotentiaal is onderzocht door voor het hiervoor beschreven systeem de  $pE$  te laten variëren van -6,8 tot 6,8. De sulfaatconcentraties zijn ook gevarieerd van  $10^{-6}$  tot  $10^{-2,6}$  mol.l<sup>-1</sup>. In figuur 14 is het effect van  $pE$  op pH en Ca-CEC voor het gegeven systeem weergegeven.

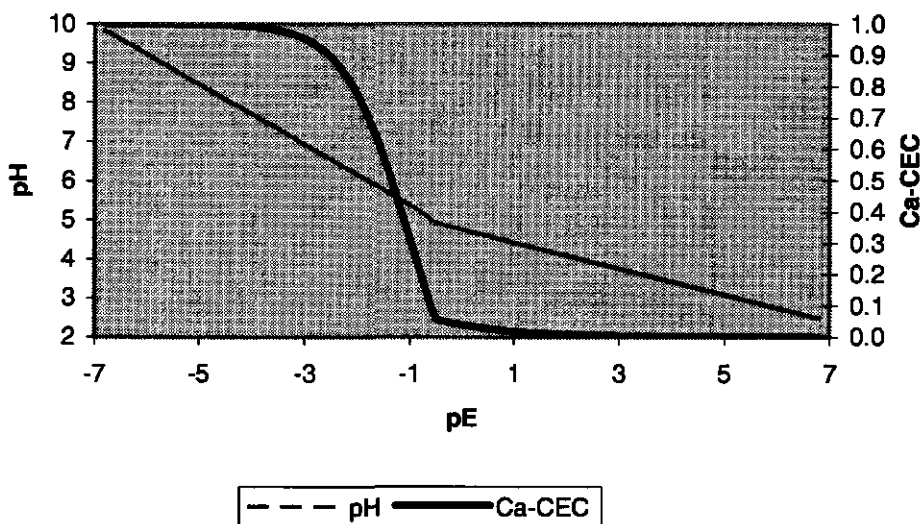


Fig. 14 Gevoeligheid van pH en calciumverzadiging (Ca-CEC) voor veranderingen in de redoxpotentiaal ( $pE$ )

Afgezien van een knik bij  $pE = -0,4$  wordt het lineaire verband dat in andere studies gevonden wordt tussen pH en  $pE$  (redoxtoestand; zie 2.2) hier ook weergegeven. De calciumverzadiging blijkt in dit systeem zeer sterk te reageren op de redoxpotentiaal. Dit is voornamelijk toe te schrijven aan de veranderde pH via het omwisselevenwicht. De twee trajecten die onderscheiden kunnen worden bij  $pE$ -waarden groter en kleiner dan -0,4 zijn te verklaren vanuit de buffersystemen die onderscheiden worden voor verschillende pH-trajecten (Roelofs et al., 1993, Van Breemen et al., 1996). Van  $pE =$

-6,8 tot  $pE = -3,7$  wordt zuur gebufferd door het oplossen van calcië (fig. 15), waarbij de pH daalt tot  $pH = 7,4$ . Als alle calcië is opgelost wordt de pH gebufferd door ionenwisseling, hetgeen dan ook gepaard gaat met een scherpe daling van de calciumverzadiging tot  $pE = -0,4$  ( $pH = 4,9$ ). Hierbij vindt ook enige buffering plaats via het bicarbonaatevenwicht zoals in figuur 15 is weergegeven. Kwantitatief is de bicarbonaatbuffer in het hier beschreven systeem minder belangrijk dan de ionenwisselingsbuffer. Per liter bodemvocht is de hoeveelheid zuur die gebufferd wordt door het bicarbonaatevenwicht maximaal 0,00625 mol. De opgegeven CEC bedraagt  $0,2 \text{ mol.kg}^{-1}$  grond bij een bulkdichtheid van  $0,9 \text{ kg.l}^{-1}$  grond, het poriënvolume is 30% en geheel verzadigd met water. Dan bedraagt de CEC per liter bodemvocht:

$$CEC \text{ (mol+}/l_v) = \frac{0,9 \text{ kg}/l_g}{0,3 \text{ l}/l_g} * 0,2 \text{ mol+}/\text{kg} = 0,6 \text{ mol+} \quad (9)$$

waarbij  $l_g$  = liter grond en  $l_v$  = liter bodemvocht.

Per liter bodemvocht kan dus 0,6 mol zuur gebufferd worden door ionenwisseling. Dit is 100 keer zoveel als voor het bicarbonaatevenwicht.

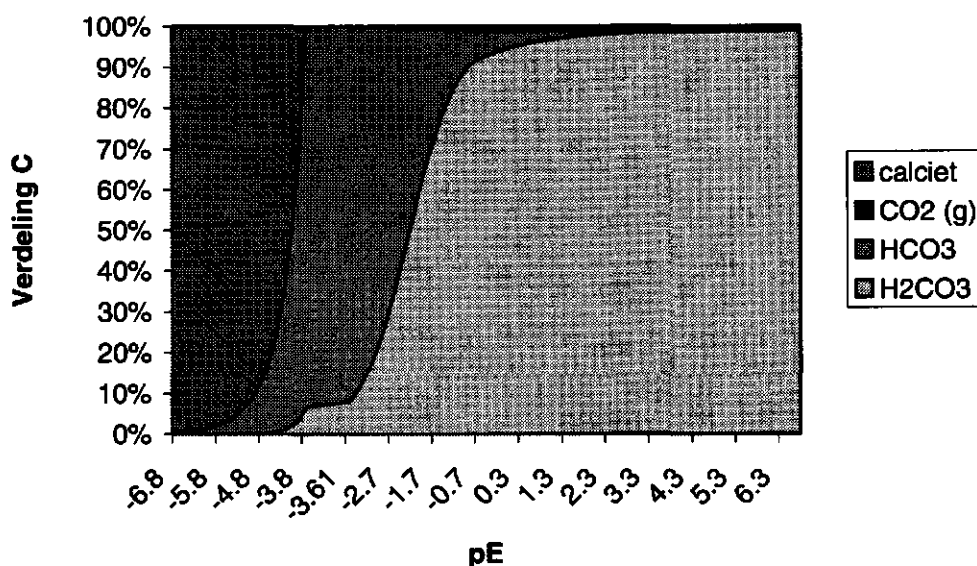


Fig. 15 Verdeling van koolstof over de belangrijkste species als afhankelijke van de  $pE$

Vanaf  $pE = -0,4$  daalt de zuurgraad minder snel met een oplopende  $pE$  (fig. 14) omdat hier buffering plaatsvindt door oplossing van de ijzermineralen pyriet en goethiet. In figuur 16 is de verdeling van ijzer over twee- en driewaardige ionen in de oplossing en pyriet en goethiet in de vaste fase weergegeven als afhankelijke van de  $pE$ . Tussen  $pE = -0,7$  en  $pE = -0,4$  vindt een verschuiving plaats van pyriet naar goethiet. Boven  $pE = -0,4$  lost pyriet geheel en goethiet voor een groot deel op. Ijzer is dan voornamelijk als  $Fe^{2+}$  in de bodemoplossing aanwezig. Dit komt overeen met het stabiliteitsdiagram voor ijzer dat is opgenomen in figuur 13.

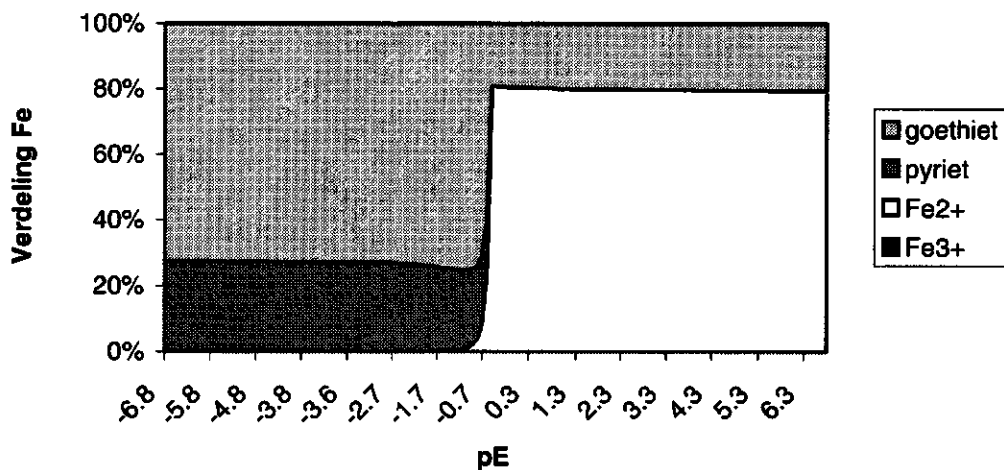


Fig. 16 Verdeling van Fe als afhankelijke van de redoxpotentiaal pE

Omdat het systeem een met water verzadigde bovengrond voorstelt, wordt hiermee impliciet het effect van de afbreekbaarheid van de organische stof weergegeven. Bij afwezigheid van goed afbreekbaar organisch materiaal blijft de pE ook onder zeer natte omstandigheden hoog, hetgeen gepaard gaat met een lage pH en Ca-CEC. Er is dan sprake van een zogenaamde 'redoxblokkade' (zie 2.2). Indien de organische stof beter afbreekbaar is, resulteert dat onder waterverzadigde omstandigheden in een daling van de pE met een stijgende pH en Ca-CEC. Hierdoor wordt het zuurbufferend vermogen van de grond weer opgeladen.

### Conclusie

Uit deze eerste verkenning kan worden geconcludeerd dat een lage redoxpotentiaal van groot belang is voor het herstel van de basenbezetting. Om een lage redoxpotentiaal te krijgen is een combinatie van een periode met hoge grondwaterstanden en de aanwezigheid van voldoende makkelijk afbreekbaar organisch materiaal noodzakelijk.

Om meer zicht te krijgen op deze relatie lijkt het belangrijk over informatie te beschikken over de relaties vochttoestand - pE (en pH) voor verschillende horizonttypen in relatie tot de afbreekbaarheid van de organische stof.

### 3.3.2 Gevoeligheid voor oplossing/precipitatie van mineralen

De belangrijkste mineralen in het beschreven systeem zijn calciet ( $\text{CaCO}_3$ ), pyriet ( $\text{FeS}_2$ ) en goethiet ( $\text{FeOOH}$ ). Ten aanzien van de calciumverzadiging speelt calciet geen rol omdat het oplossen van calciet plaatsvindt in een ander buffertraject dan de ionenwisseling. Zolang calciet aanwezig is in het systeem, wordt de zuurgraad gebufferd op waarden boven pH = 7. Hierbij is de calciumverzadiging ook altijd hoog (ca. 100%), omdat de calciumconcentratie en de pH van het bodemvocht in evenwicht met calciet altijd hoog zijn.

Het oplos-evenwicht van de ijzermineralen speelt een rol bij  $\text{pE} > -3,7$ . Tussen  $\text{pE} = -3,7$  en  $\text{pE} = -0,4$  lost een deel van de pyriet op. Het vrijgekomen ijzer slaat neer als goethiet.

Bij hogere pE waarden ( $pE > -0,4$ ) lost ook goethiet voor een groot deel op. Zoals ook uit figuur 13 valt af te leiden is bij hoge pE waarden (tot ca. 13) en lage pH waarden  $Fe^{2+}$  de meest stabiele vorm voor ijzer.

De hoeveelheid ijzer die in het systeem aanwezig is, is vooral van belang als het deel dat in de oplossing aanwezig is relatief groot is. Uit figuur 16 valt af te leiden dat dat in het hier beschreven systeem alleen het geval is bij  $pE > -0,4$ . Bij lagere waarden is vrijwel alle ijzer in mineralen aanwezig en zal de totale hoeveelheid ijzer geen invloed hebben op de zuurbuffering. Bij hogere redoxpotentialen zal dit wel het geval zijn, omdat het grootste deel van het ijzer in de oplossing aanwezig is waardoor de ijzerconcentraties ( $Fe^{2+}$ ) direct afhangen van de totale hoeveelheid ijzer in het systeem. Het oplossen van goethiet is een zuurconsumerend proces (zie vergelijking 4), waardoor de zuurbuffering indirect afhankelijk is van de totale hoeveelheid ijzer in het systeem. Dit is onderzocht door in het hiervoor beschreven systeem voor 3 waarden van de redoxpotentiaal ( $pE = -3, 0$  en  $3$ ) de evenwichtsberekeningen uit te voeren voor een reeks ijzergehalten in het systeem (bodenvocht + mineralen) van  $10^{-3}$  mol.l<sup>-1</sup> bodenvocht tot  $10^3$  mol.l<sup>-1</sup> bodenvocht. De afhankelijkheid van de pH en calciumverzadiging van deze totaal ijzergehalten zijn weergegeven in figuur 17 en 18.

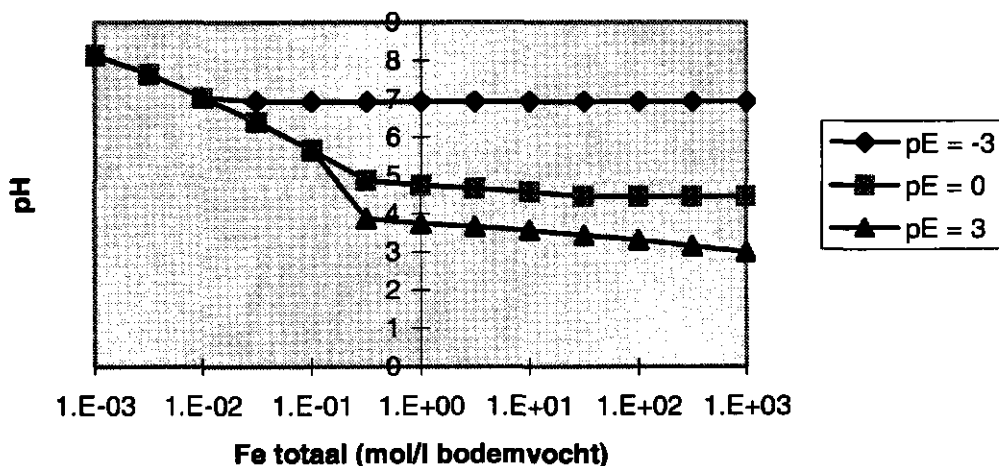


Fig. 17 pH-buffer afhankelijk van het totaal-ijzergehalte van de grond (in mol.l<sup>-1</sup> bodenvocht), bij drie verschillende waarden van de redoxpotentiaal

Onder sterk gereduceerde omstandigheden ( $pE = -3$ ) is de pH alleen afhankelijk van het totaal-ijzergehalte bij Fe-totaal  $< 0,01$  mol.l<sup>-1</sup> bodenvocht. Dit komt ongeveer overeen met 0,2 gewichts procent van de grond. Bij dergelijke lage ijzergehalten zal is de concentratie afhankelijk van de totale hoeveelheid ijzer en daar mee in evenwicht. De concentratie van ijzer in de bodemoplossing is bij een gegeven pE aan een maximum gebonden. Beneden dit maximum is de ijzerconcentratie in het bodenvocht afhankelijk van de totale hoeveelheid ijzer, boven dit maximum neemt alleen ijzer in de mineralen nog toe. Voor  $pE = -3$  wordt dit maximum overschreden bij een totaal-ijzergehalte van  $0,01$  mol.l<sup>-1</sup>, bij  $pE = 0$  en  $pE = 3$  is dat het geval bij een totaal-ijzergehalte van  $0,3$  mol.l<sup>-1</sup> bodenvocht (ongeveer 0,55% ijzer in de grond). Boven dit gehalte is er nog wel enige invloed bij de twee hoogste pE-waarden.

Het effect van het totaal-ijzergehalte op de calciumverzadiging houdt direct verband met het pH-effect. Bij een sterk negatieve redoxpotentiaal blijft de calciumverzadiging, net als de pH hoog, ongeacht het ijzergehalte, omdat vrijwel alle ijzer in minerale vorm aanwezig is (fig. 16). Bij redoxpotentialen boven  $pE = -0,4$  is de calciumverzadiging sterk afhankelijk van het ijzergehalte tot  $0,3 \text{ mol.l}^{-1}$  bodemvocht. Voor hogere ijzergehalten geldt deze afhankelijkheid niet meer.

### Conclusie

Bij niet al te lage redoxpotentialen is het totaal ijzergehalte van de bodem van groot belang voor het buffermechanisme. De verdeling over de verschillende ijzermineralen is wellicht minder belangrijk om te meten. Deze verdeling kan ook voorspeld worden in het model.

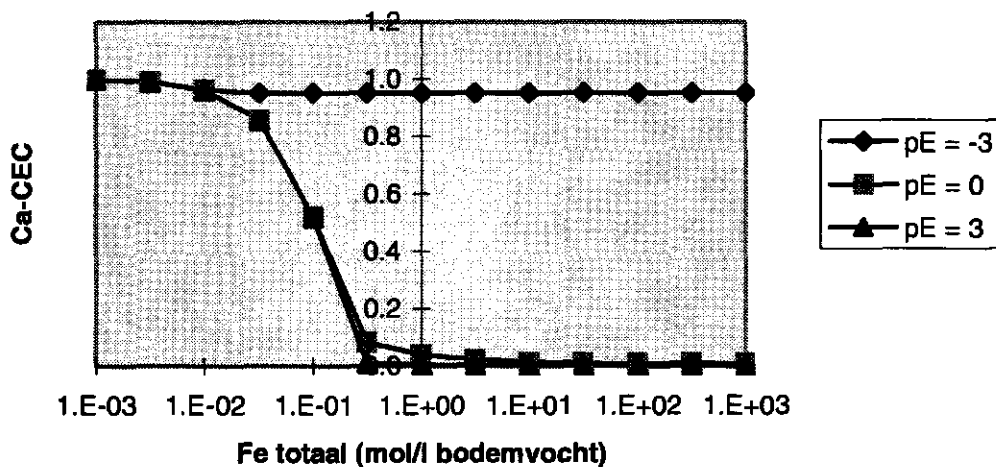


Fig. 18 Calciumverzadiging afhankelijk van het totaal-ijzergehalte van de grond (in  $\text{mol.l}^{-1}$  bodemvocht), bij drie verschillende waarden van de redoxpotentiaal

### 3.3.3 Gevoeligheid voor het watertype

De invloed van de samenstelling van het grondwater waarmee het systeem in evenwicht is, is onderzocht door voor 3 referentiewatertypen (Souer, 1988) bij een reeks redoxpotentialen de evenwichten te berekenen. Als referentiewatertypen zijn Atmotroof water en twee typen lytotroof water (Angeren en Hoge Duvel) genomen. In figuur 19 en 20 is de relatie van pH en calciumverzadiging met de pE voor de drie watertypen uitgezet.

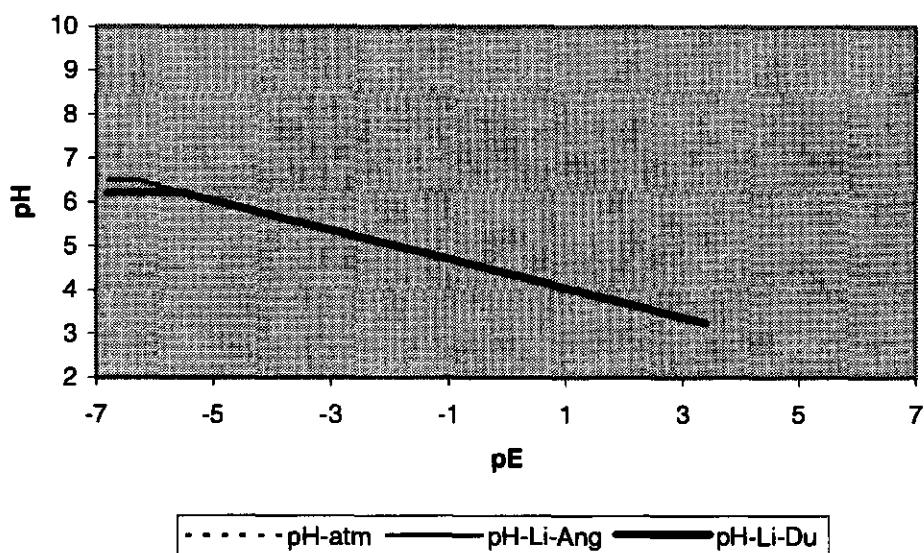


Fig. 19 Relatie pE-pH voor drie referentiewatertypen

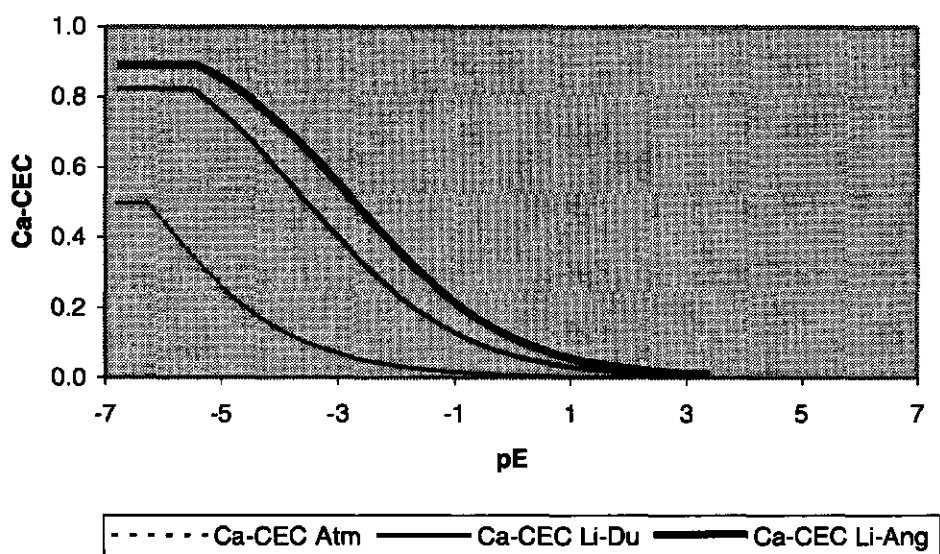


Fig. 20 Relatie pE-Ca-CEC voor drie referentiewatertypen

Figuur 19 laat zien dat alleen bij zeer lage redoxpotentialen het watertype de relatie pE-pH beïnvloedt. De bijbehorende calciumverzadiging (fig. 20) hangt wel in belangrijke mate af van het watertype. Het blijkt dat zelfs onder zeer sterk gereduceerde omstandigheden, de calciumverzadiging met atmosferisch water niet boven de 50% kan komen en dat deze bij iets minder lage redoxpotentialen sterk afneemt. Voor de beide lythotrofe watertypen geldt dat daarmee wel een hoge calciumverzadiging bereikt kan worden, mits de redoxpotentiaal laag genoeg is. In figuur 21 is de relatie tussen calciumverzadiging en pH weergegeven voor de drie referentiewatertypen (vergelijk fig. 1). Het blijkt dat deze relatie ook sterk afhankelijk is van het watertype waarmee het systeem in evenwicht verkeert. Bij eenzelfde calciumverzadiging is de pH in

evenwicht met atmosferisch water op één pH eenheid hoger gebufferd dan met lithotroof water. De spreiding die in figuur 1 te zien is kan mogelijk deels verklaard worden uit verschillen in watertype.

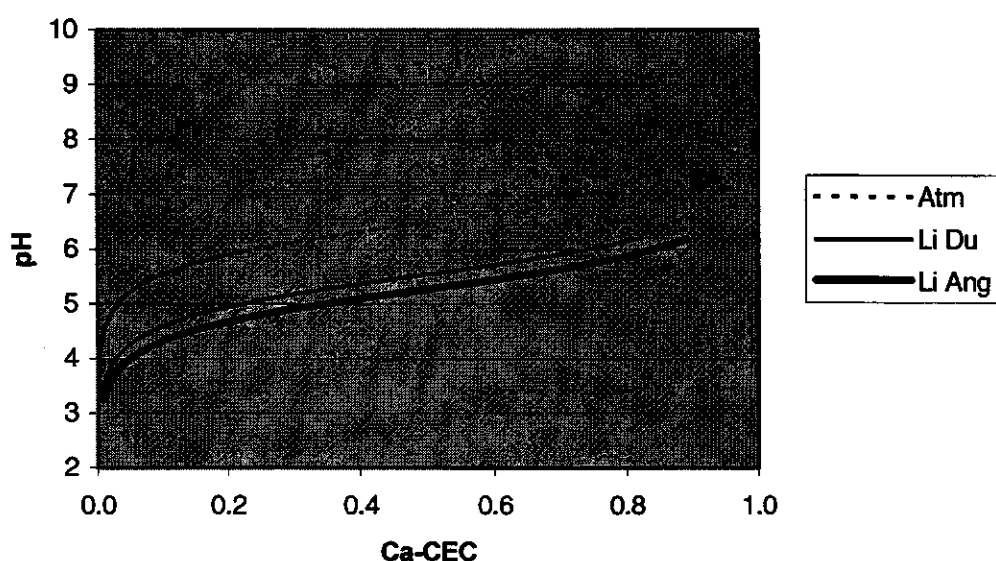


Fig. 21 Relatie pH-Ca-CEC voor drie referentiewatertypen

### Conclusie

De samenstelling van het grondwater waarmee het systeem in contact staat is van grote invloed op het buffermechanisme, met name op de calciumverzadiging.

### 3.3.4 Gevoeligheid voor adsorptie-eigenschappen

Gevoeligheid voor de CEC is in deze fase niet onderzocht, maar het zal duidelijk zijn dat de adsorptiecapaciteit van de grond uitgedrukt in  $\text{mol}^+/\text{m}^2$  van groot belang is voor de snelheid waarmee het adsorptiecomplex opgeladen kan worden met basen of juist uitgeput kan worden. Om dit te kunnen bepalen moet behalve de CEC in  $\text{mol}^+/\text{kg}$ , voor verschillende horizonten ook de dikte en de bulkdichtheid van deze horizonten bekend zijn.

De gevoeligheid voor de uitwisselingsconstante  $K_{G(H/Ca)}$  is onderzocht door voor het voorbeeldsysteem de evenwichten uit te rekenen bij een reeks pE waarden met drie verschillende waarden voor  $\log K_{G(H/Ca)}$ . De resultaten hiervan zijn samengevat in de figuren 22, 23 en 24.



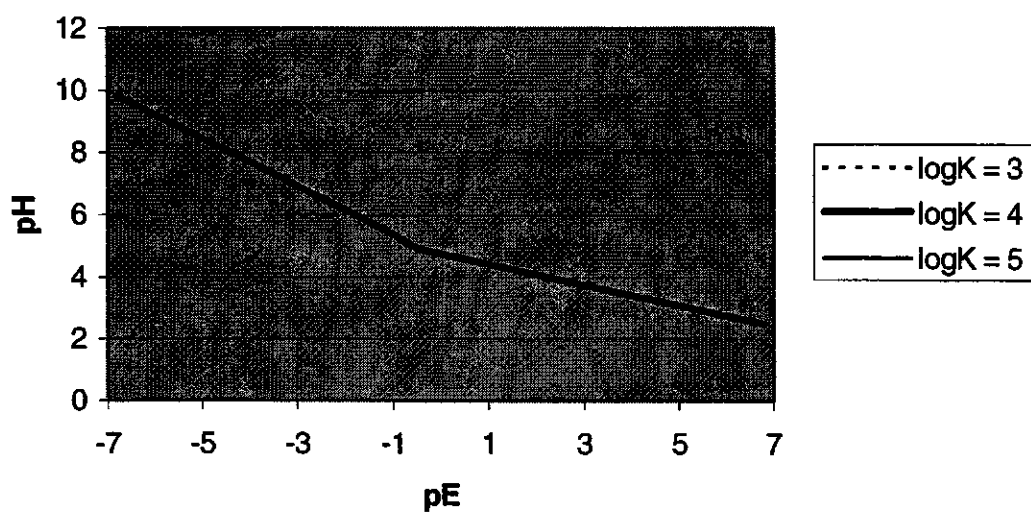


Fig. 22 Relatie pE-pH voor drie verschillende uitwisselingsconstanten

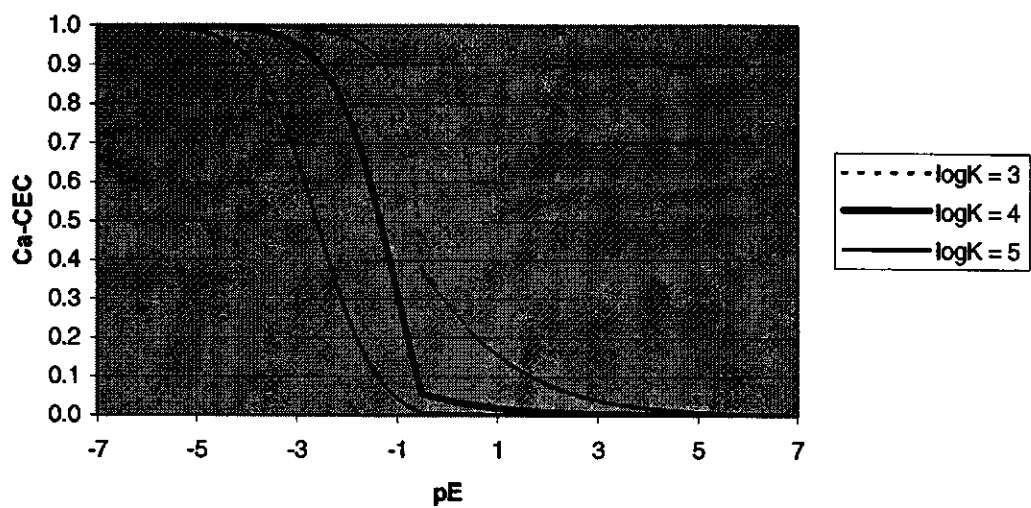


Fig. 23 Relatie pE-Ca-CEC voor drie verschillende uitwisselingsconstanten

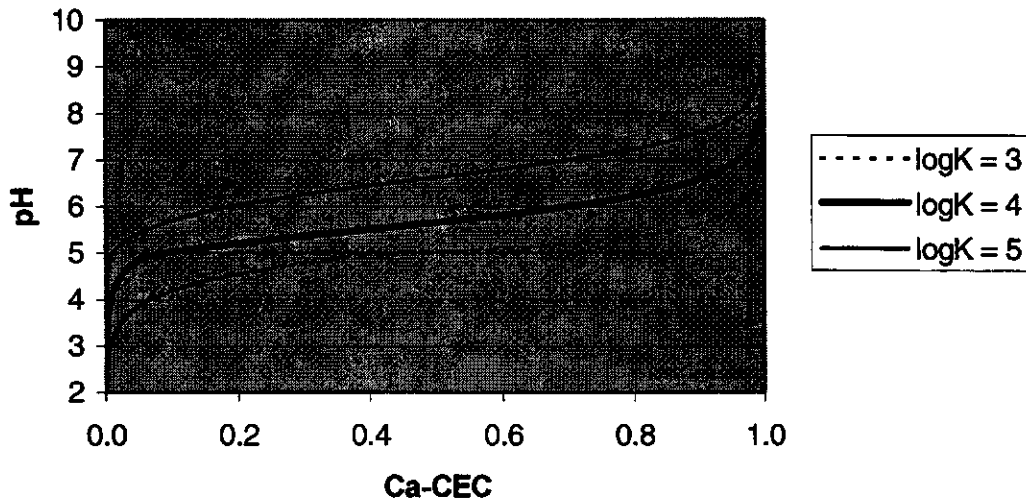


Fig. 24 Relatie pH-Ca-CEC voor drie verschillende uitwisselingsconstanten

De uitwisselingsconstante heeft geen directe invloed op de pH buffering (fig. 22). Het effect op de calciumverzadiging is wel aanzienlijk (fig. 23). Bij lage waarden voor  $\log K_{G(H)Ca}$  wordt calcium gemakkelijker gebonden aan het adsorptiecomplex en neemt de calciumverzadiging sneller toe bij een dalende pE. Dit heeft tot gevolg dat het niveau waarop de pH gebufferd wordt bij eenzelfde niveau van de calciumverzadiging sterk kan verschillen met de waarde van de uitwisselingsconstante. Samen met het watertype (3.3.3) zou ook dit een deel van de spreiding in figuur 1 kunnen verklaren.

### Conclusie

Ook de uitwisselingsconstante blijkt van grote invloed te zijn op de basenregulatie in een horizont. Het zal daarom van belang zijn deze constante te kennen voor verschillende voorkomende horizonttypen.

## 4 Contouren van onderzoekplan fase 2

### 4.1 Resultaten voorstudie

In de huidige voorstudie is een analyse uitgevoerd naar mogelijke verklaringen voor het achterwege blijven van het herstel van de Ca-verzadiging van schraallanden en laagveenmoerassen. Hierbij werd gebruik gemaakt van de resultaten van Schouwenberg & van Wirdum (1998), die met enkele eenvoudige modellen processen bestudeerden die de Ca-verzadiging van trilvenen sturen. Met deze studie en met enkele andere literatuurbronnen werden voorlopige hypothesen geformuleerd over de regulatie van de basenverzadiging:

- De Gaponcoëfficiënt ( $K_G$ ) is een geschikte parameter om de omwisseling van  $H^+$ - en  $Ca^{2+}$ -ionen te beschrijven op het adsorptiecomplex van laagvenen en schraallanden.
- Verschillen in adsorptie-eigenschappen (adsorptiecapaciteit, ionenwisseling-constante:  $K_G$ ) zijn te relateren aan verschillen in organischestoftypen.
- De verschillende organischestoftypen hebben een karakteristieke redoxtoestand ( $pE + pH$ ), die zich gedraagt als een constante.
- De mate waarin het adsorptiecomplex kan worden opgeladen met  $Ca^{2+}$ -ionen is afhankelijk van de adsorptie-eigenschappen en van de redoxtoestand.
- Oplading van het adsorptiecomplex met  $Ca^{2+}$ -ionen kan alleen plaatsvinden onder reducerende omstandigheden, in aanwezigheid van labiele organische-stofcomponenten.

Vervolgens werd een analyse uitgevoerd van de problemen die zich voordoen bij het herstel van de Ca-verzadiging in een aantal natte schraallanden, waar in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur gedurende zes jaren effecten van herstelmaatregelen zijn gemonitord. Hierbij werden de voorlopige hypothesen gebruikt om na te gaan in hoeverre kritieke processen trager lopen dan verwacht en of onverwachte processen mogelijk een rol spelen. De volgende conclusies konden worden getrokken:

- Het niveau waarop de bodemzuurgraad bij een bepaalde Ca-verzadiging wordt gebufferd is afhankelijk van de waarde van de  $K_G$ .
- Oplading van het adsorptiecomplex kan ook bij lage  $Ca^{2+}$ -concentraties van het bodemvocht plaatsvinden, indien door reducerende omstandigheden maar voldoende lage  $H^+$ -concentraties aanwezig zijn.
- Veraarding van organische stof leidt niet alleen tot een relatieve vergroting van de adsorptiecapaciteit maar lijkt ook tot hogere waarden voor de  $K_G$  te leiden (sterke voorkeur voor H-adsorptie ten nadele van Ca-adsorptie).
- Bij verschillende waterkwaliteit ( $H^+$ - en  $Ca^{2+}$ -concentraties) kan een gelijke Ca-verzadiging voorkomen en omgekeerd.
- Waarschijnlijk kan een hoge Ca-verzadiging alleen optreden onder reducerende omstandigheden.
- Pyrietoxidatie is een belangrijke zuurbron in natte schraallanden en laagvenen;
- Er lijkt geen verband te bestaan tussen de hoogte van grondwaterstand en de Ca-verzadiging.
- Bij plaggen stijgt de bodemzuurgraad over het algemeen, terwijl de Ca-verzadiging bij benadering gelijk blijft en de ionenbuffercapaciteit daalt.

Met de verkregen inzichten werd een conceptueel model opgesteld van de processen die een rol spelen bij de regulatie van de basenverzadiging. Via simulaties met het model ECOSAT werd tenslotte een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor een aantal variabelen en procesparameters die een rol spelen bij de basenregulatie. Voor de tweede fase van het onderzoekplan zijn mede op basis van de uitkomsten van de gevoeligheidsanalyse de volgende onderzoeksvragen geformuleerd:

- Wat is de invloed van de aard van de organische stof op de  $K_G$ ?
- Wat is de invloed van de aard van de organische stof op de kationenadsorptiecapaciteit?
- Wat is de invloed van de  $Ca^{2+}$ - en  $H^+$ -concentratie op de Ca-verzadiging?
- Welke karakteristieke redoxtoestand kennen de verschillende typen organische stof?
- Vormt een lage redoxpotentiaal een randvoorwaarde voor een hoge pH en Ca-verzadiging?
- Wat is de invloed van pyriet en goethiet op de Ca-verzadiging?
- Is plaggen van minerale bodems gunstig of ongunstig voor een duurzaam herstel van de Ca-verzadiging?
- Welke relaties zijn er af te leiden tussen grondwaterstanden, vochtfluxen, stofconcentraties en de Ca-verzadiging?

De tweede fase van het onderzoek zal vooral gericht moeten zijn op de ontwikkeling van een methode om de effecten van herstelmaatregelen op de Ca-verzadiging te evalueren. Dit impliceert dat toepassing van de methode inzicht moet verschaffen in het effect van plagmaatregelen (verwijderen van bodemhorizonten) en hydrologische maatregelen (verandering van hydrologische fluxen). Buiten beschouwing blijft hoe hydrologische maatregelen via waterbeheer kunnen worden geëffectueerd, omdat dit in hoge mate afhankelijk is van lokale terreinomstandigheden. De evaluatie zou daarbij gericht kunnen worden uitgevoerd voor basenrijke en matig basenrijke omstandigheden.

## **4.2 Projectplan Basenregulatie natte schraallanden; fase 2**

De resultaten van de voorstudie vormen het uitgangspunt voor het plan van onderzoek. Voorgesteld wordt op hoofdlijnen twee in de tijd gefaseerde onderdelen in de vervolgstudie te onderscheiden: fase 2 en fase 3.

Het doel van de tweede fase is om van een aantal te selecteren standplaatstypen (zie tabel 2) gegevens te verzamelen voor de parametrisatie en de calibratie van een stationaire versie van het model ECOSAT. De te selecteren standplaatstypen worden gerecruteerd uit de OBN-referentiegebieden natte schraallanden, waarvan reeksen met monitoring-gegevens voor handen zijn. In deze fase worden bouwstenen ontwikkeld die het adsorptiegedrag van specifieke horizonten beschrijven. Via combinaties van bouwstenen kunnen verschillende standplaatstypen worden geconstrueerd. Het model ECOSAT zal gecalibreerd worden voor de standplaatstypen die de bouwstenen hebben geleverd.

Het doel van de derde fase is met het model ECOSAT, via herstelscenario's, effecten van herstelmaatregelen op de Ca-verzadiging te evalueren. Hierbij zal gebruik gemaakt worden van een pseudodynamische versie van ECOSAT. De evaluatie wordt voor een

aantal nader te bepalen representatieve standplaatstypen uitgevoerd. Nagegaan zal worden in hoeverre met de evaluatieresultaten vuistregels kunnen worden afgeleid.

In het onderstaande overzicht is aangegeven welke acties in de verschillende fasen moeten worden ondernomen en wanneer die zullen worden uitgevoerd.

Fase	Actie	Uit te voeren in
2	2.1 Parametrisatie ECOSAT	
	- laboratoriumbepalingen/-analyses	1998
	2.2 Calibratie ECOSAT	
	- bouwstenen	1998
	- statisch systeemgedrag	1998
	- veldmetingen ter verificatie ECOSAT	1998 en 1999
3	3.1 Scenario's en vuistregels	1999
	- dynamisch systeemgedrag	
	- evaluatie effecten van peilmanipulaties	
	- evaluatie effecten van verschillende stofconcentraties (Ca <sup>2+</sup> , H <sup>+</sup> , S etc.)	
	- evaluatie effecten van plaggen	
	- vuistregels	

#### **Actie 2.1 Parametrisatie**

De parametrisatie heeft als doel parameters en variabelen te bepalen die nodig zijn om met het model ECOSAT het adsorptiegedrag van een aantal specifieke horizonten te kunnen beschrijven. Daartoe is in fase 1 een aantal standplaatsen geselecteerd. Deze selectie vond plaats met de inventarisatiegegevens van humusprofielen in de EGM-referentiegebieden (Van Delft, 1995). Met behulp van een clusteringtechniek (TWINSPAN) konden een aantal humusprofieltypen worden onderscheiden, die verschillen in de aard van de organische stof en in standplaatscondities. Binnen de verschillende typen is gezocht naar individuele humusprofielen die geschikt zijn voor het bemonstering. In totaal worden 38 horizonten, verdeeld over 9 (+4) horizonttypen en 7 terreinen bemonsterd. Van 9 horizonttypen komen tenminste 3 replica's voor. Van 4 horizonttypen kon slechts 1 locatie worden gevonden.

#### **Actie 2.2 Calibratie ECOSAT**

De laboratoriummetingen worden gericht uitgevoerd voor de verschillende horizonten. Voor elk horizonttype zal het karakteristieke adsorptiegedrag worden vastgesteld. Elk horizonttype kan daardoor als een bouwsteen worden beschouwd. Door combinaties van bouwstenen kunnen ook andere standplaatstypen worden 'gebouwd', waaraan in de volgende fase scenarioberekeningen kunnen worden uitgevoerd. In eerste instantie wordt met de bouwstenen uit een stationaire versie van ECOSAT gecalibreerd voor de geselecteerde standplaatstypen. Met ECOSAT wordt de Ca-verzadiging voor diverse horizonttypen berekend in afhankelijkheid van waterkwaliteit (Ca, SO<sub>4</sub>, ....) en mineralen (pyriet, goethiet.....) en redoxtoestanden. Hiermee ontstaat een beeld van het statisch adsorptiegedrag waarbij verondersteld wordt dat het systeem in evenwicht is. Via deze actie kan een beeld worden verkregen of de modeluitkomsten voor de geselecteerde standplaatstypen reëel zijn. Hiertoe kan gebruik gemaakt worden van de monitoringresultaten van de OBN-referentieprojecten.

Veldmetingen zullen worden uitgevoerd voor de calibratie van ECOSAT en een hydrologisch model. De veldmetingen zullen gericht voor een of enkele horizonten plaatsvinden. In de herfst (vernattend profiel), de winter (nat profiel) en het voorjaar (opdrogend profiel) zullen de metingen op enkele gerichte data worden uitgevoerd. De metingen zijn tevens gericht op het vinden van empirische relaties tussen grondwaterstand, vochtgehalte in specifieke horizonten en redoxpotentiaal.

### ***Actie 2.3 Scenario's en vuistregels***

Voor evaluatie van het (pseudo)dynamisch gedrag van de basenregulatie met ECOSAT moet de gemiddelde flux van het vochttransport over een periode bekend zijn. Hiermee kan de basenregulatie als functie van vochtfluxen en daaraan gekoppelde waterkwaliteit worden geëvalueerd (o.a. de tijdsduur voor oplading en/of ontlading). De fluxen voor de te selecteren standplaatsen zullen worden afgeleid met een hydrologisch model voor de onverzadigde zone. Voor het hydrologisch model zijn gegevens nodig van neerslag/verdamping, grondwaterstand, bodemfysische eigenschappen (relatie vochtspanning en vochtgehalte:  $h-\theta$ ; relatie doorlatendheid en vochtspanning:  $k-h$ ).

Tijdens deze actie zal met ECOSAT een aantal scenario's van herstelmaatregelen worden geëvalueerd. Te denken valt aan de evaluatie van effecten van plagmaatregelen, verschillen in watersamenstelling en peilmanipulaties op de Ca-verzadiging met behulp van ECOSAT. De scenario's zullen worden uitgevoerd voor de geselecteerde standplaatstypen. Hierbij kunnen de gegevens worden gebruikt die in de diverse OBN-monitoringprojecten zijn verzameld. Via de bouwstenen kunnen in principe voor meerdere standplaatstypen scenario's worden gedraaid.

Met de empirisch verzamelde gegevens en modevaluaties zal worden nagegaan of er eenvoudige relaties tussen invoer en uitvoergegevens per bouwsteen of standplaatstype zijn af te leiden.

### ***Selectie van standplaatsen***

De selectie van standplaatsen heeft plaatsgevonden met de inventarisatiegegevens van humusprofielen in de EGM-referentiegebieden (Van Delft, 1995). Met behulp van een clusteringtechniek (TWINSPAN) konden een aantal humusprofieltypen worden onderscheiden. Binnen de verschillende typen is gezocht naar individuele humusprofielen die geschikt zijn voor het vervolgonderzoek. Op deze plaatsen zullen bodemonsters worden verzameld en veldmetingen worden verricht voor de parametrisatie resp. de calibratie van ECOSAT.

Bij de selectie zijn de volgende vier criteria gehanteerd.

- horizonttype: de verschillende horizonttypen worden met codes aangegeven; uit deze code is te herleiden wat de aard en de omzettingsgraad van de organische stof is.
- horizontdikte: om voldoende materiaal te kunnen bemonsteren en om over voldoende volume te kunnen beschikken voor veldmetingen met sondes is een minimale dikte van 3 cm wenselijk.
- aantal replica's: elk horizonttype moet minimaal in drievoud worden verzameld.

- standplaatscondities: de humusprofieltypen vertegenwoordigen een gradiënt van vochtig (terrestrisch) tot nat (semi-terrestrisch) en van zuur tot neutraal.

De resultaten van de selectie zijn weergegeven in tabel 2.

*Tabel 2 Geselecteerde locaties voor vervolgonderzoek*

Terreintype	Ca-verz(%)	Terrein	Locatie	Plag	Code
Semi-terrestrisch	70-85	Lemselermaten	6	-	Lm6
Semi-terrestrisch	50-60	Barten	2	-	Br2
Semi-terrestrisch	20	Barten	5	-	Br5
Semi-terrestrisch	40	Korenburerveen	D1	-	KvD1
Semi-terrestrisch	10	Korenburerveen	A2	-	KvA2
Semi-terrestrisch	20	Wyldlanden	A3	-	WIA3
Semi-terrestrisch	25	Ulekrite	Uk3	-	Uk3
Semi-terrestrisch	80	Stobberibben	Ab	-	StAb
Semi-terrestrisch	20	Stobberibben	Bd	-	StBd
Terrestrisch	80	Lemselermaten	3	+	Lm3
Terrestrisch	65	Gr. Zandbrink	109	-	Zb109
Terrestrisch	66	Gr. Zandbrink	133	-	Zb133
Terrestrisch	15	Gr. Zandbrink	212	-	Zb212
Terrestrisch	22	Gr. Zandbrink	222	-	Zb222

In tabel 3 zijn de van de voorkomende horizonttypen, de aard van de organische stof en het moedermateriaal en het aantal voorkomens weergegeven. Van de tussen haakjes geplaatste horizonttypen kon slechts 1 locatie worden gevonden. Deze gegevens zijn door het ontbreken van replica's minder betrouwbaar.

*Tabel 3 Horizonttypen, de aard van de organische stof en aantallen per type*

Horizonttype	aard organische stof	moedermateriaal	aantal
M(f+m)	labiel	wortels	5
Ahz	labiel/stabiel	mineraal	3
Ah	stabiel	mineraal	6
AC	stabiel	mineraal	5
OA	stabiel	veraard veen	3
(OAz	stabiel/labiel	veraard veen	1)
cOh	stabiel	zeggeveen	4
(cOhz	stabiel/labiel	zeggeveen	1)
cO(m+f)	labiel	zeggeveen	3
sOh	stabiel	veenmosveen	2
sO(m+f)	labiel	veenmosveen	3
(pOm	labiel	haarmosveen	1)
(hOf	labiel	slaapmosveen	1)

## Literatuur

Bolt, G.H. & M.G.M. Bruggenwert, 1978. Soil chemistry A. Basic elements. Elsevier scientific publishing company. Amsterdam.

Breemen, N. van, J.J.M. van Grinsven and W. de Vries, 1996. 'Effects of acid atmospheric deposition on soil and groundwater' in *Soil Pollution and Soil Protection*. Wageningen, International Training Centre (PHLO), Wageningen Agricultural University.

Dam, J.C. van, J. Huygen, J.G. Wesseling, R.A. Feddes, P. Kabat, P.E.V. van Walsum, P. Groenendijk & C.A. van Diepen, 1997. *Theory of SWAP version 2.0; simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment*. DLO Winand Staring Centre, Report 71, Wageningen.

Delft, S.P.J. van, 1995. Humus- en bodemprofielen in natte schraalgraslanden; resultaten van een bodemkundig onderzoek in 13 referentiegebieden voor het onderzoek naar effectgerichte maatregelen tegen verzuring (EGM). Rapport 309. DLO-Staring Centrum. Wageningen.

Delft, S.P.J. van, 1997. *Decomposition of Organic matter in grassland ecosystems; Effects of litter quality and earthworm activity*. Wageningen Master Thesis Wageningen Agricultural University/SC-DLO.

Emmer, I.M., 1995. Humus form and soil development during a primary succession of monoculture *Pinus sylvestris* forests on poor sandy substrates. Thesis. Universiteit van Amsterdam. Amsterdam.

Grootjans, A.P., W. Bijkerk, F.H. Evers, P.S. Hartog & J. de Jong, 1994. Monitoring effectgerichte maatregelen tegen verzuring; eindrapport eerste fase 1991-1993. Rijksuniversiteit Groningen. Intern rapport Laboratorium voor Plantenecologie. Haren.

Grootjans, A.P., F.P. Sival & P.J. Stuyfzand, 1996. Hydro-geochemical analysis of a degraded dune slack. *Vegetatio* 126: 27-38.

Grootjans, A.P., W. Bijkerk, F.H. Evers, M. Jongman, M. Salomons & M.E. Tolman, 1997. Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring; eindrapport tweede fase 1994-1996. Rijksuniversiteit Groningen. Intern rapport Laboratorium voor Plantenecologie. Haren.

Haesebroeck, V. van, D. Boeye, B. Verhagen & R.F. Verheyen, 1997. Experimental investigation of drought induced acidification in a rich fen soil. *Biogeochemistry* 37: 15-32.

Hoek, D. van der, J.E.M. van Mierlo & J. van Walsum, 1994. Effecten van maatregelen tegen verzuring in een schraalgrasland van het Korenburgerveen. Landbouwuniversiteit, Intern rapport vakgroep Terrestrische Oecologie en Natuurbeheer. Wageningen.



Jansen, A.J.M., 1996. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in de natte schraallanden Lemselermaten, Middelduinen en Reggers-Sandersvlak. SWO 92.205. KIWA N.V. Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., A. Th. W. Eijssink, A.P. Grootjans, E.J. Lammers & F.P. Sival, 1993. Zijn hydrologische ingrepen noodzakelijk voor het herstel van verzuurde natte schraallanden? In: M. Cals, M. de Graaf & J. Roelofs (eds.) Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiering in natuurterreinen. Fontline Boekproducties. Nijmegen.

Jansen, A.J.M. & J.G.M. Roelofs, 1996. Restoration of *Cirsio-Molinietum* wet meadows by sod cutting. *Ecological Engineering* 7: 279-298.

Jansen, A.J.M., A. Barendrecht, B. Beltman, A.P. Grootjans, D. van der Hoek, R.H. Kemmers & G. van Wirdum, 1997. Natte schraallanden en het overlevingsplan bos en natuur; evaluatie van zes jaar monitoring en onderzoek in beekdalen, laagvenen en natte duinvalleien. KOA 97.047. KIWA. Nieuwegein.

Jansen, P.C., 1989. Belang van de strooisellaag voor de totale depositie in een dennenbos. *Landschap* 6/2: 147-161

Jansen, P.C., S.P.J. van Delft & R.H. Kemmers & W. Knol, 1997. Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermesting op vegetatie, bodem en grondwater in Groot-Zandbrink; evaluatie na vijf jaar. DLO-Staring Centrum. Rapport 425. Wageningen.

Keizer, M.G. en W.H. van Riemsdijk, 1996. *ECOSAT user manual*. Wageningen, Department of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University.

Kemmers, R.H., 1983. *De kalkpotentiaal als relevante parameter voor het natuurbeheer*. Wageningen, ICW. Nota 1481.

Kemmers, R.H., 1996. Humusprofielen en bodemprocessen; beoordeling van mogelijkheden voor wateraanvoer. *Landschap* 13/3: 157-169.

Kemmers, R.H. & P.C. Jansen, 1988. Hydrochemistry of rich fen and watermanagement. *Agricultural Water Management* 14: 399-412.

Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft, P.C. Jansen & W.C. Knol, 1994. Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermesting op vegetatie, bodem en grondwater; evaluatie na twee jaar. DLO-Staring Centrum, Rapport 319. Wageningen.

Kemmers, R.H., P. Mekking, A. Smit & J. Sevink, 1996. Effecten van bosbegrazing op het humusprofiel van arme zandgronden onder naaldbos. Rapport 294. DLO-Staring Centrum. Wageningen.

Lamers, L., F. Smolders, E. Brouwer & J. Roelofs, 1996. Sulfaatverrijkt water als inlaatwater? De rol van de waterkwaliteit bij maatregelen tegen verdroging. *Landschap* 13/3: 169-181.

- Lindsay, W.L., 1979. *Chemical equilibria in soils*. John Wiley & sons, New York.
- Marnette, C.L., 1993. *Sulfur cycling in two Dutch moorland pools*. Phd Thesis, Wageningen, Department of Soil Science and Geology, Wageningen Agricultural University.
- Mars, H. de, 1996. *Chemical and physical dynamics of fen hydro-ecology*. Thesis. Faculteit ruimtelijke wetenschappen Rijksuniversiteit Utrecht. Utrecht.
- McBride, M.B., 1994. *Environmental Chemistry of Soils*. New York/Oxford, Oxford University Press.
- Roelofs, J.G.M., 1991. *Vegetation under chemical stress: effects of acidification, eutrophication and alkalisation*. Thesis, Katholieke Universiteit Nijmegen. Nijmegen.
- Roelofs, J.G.M., M.C.C. de Graaf, P.J.M. Verbeek & M.J.R. Cals, 1993. 'Methodieken voor herstel van verzuurde en geeutrofiëerde heiden en schraallanden' in: *Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen*. Nijmegen, Katholieke Universiteit Nijmegen, Faculteit de Natuurwetenschappen, Vakgroep Oecologie. Proceedings symposium 30 oktober 1992.
- Schouwenberg, E.P.A.G., 1994. *Basenverzadiging in trilvenen in de Weerribben*. IBN-DLO, Rapport 083. Wageningen.
- Schouwenberg, E.P.G.A., in voorb. *Basenverzadiging van natte schraallanden; deterministisch onderzoek naar de relatie tussen hydrologie, bodem en vegetatie*. NOV-rapport 8.
- Schouwenberg, E.P.A.G. & G. van Wirdum, 1997. *Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in de Weerribben; monitoring van kraggenvenen in de periode 1991-1996*. IBN-DLO, Rapport 317. Wageningen.
- Sival, F.P., H.J. Mûcher & S.P.J. van Delft, 1997. 'Carbonate accumulation affected by hydrological conditions and their relevance for dune slack vegetation' in *Dune soil acidification threatening rare plant species* Proefschrift RijksUniversiteit Groningen.
- Vries, W. de, 1994. *Soil response to acid deposition at different regional scales*. Landbouwniversiteit. Proefschrift. Wageningen

#### ***Niet-gepubliceerde bronnen***

- Souer, M.A., 1988. *MAIONF, een computerprogramma in fortran voor de primaire verwerking van fysisch-chemische gegevens van watermonsters*. Arnhem, Rijksinstituut voor natuurbeheer. Intern rapport 88/65